RENEW Report No. 19 **May 2000**

National Recovery Plan for the

VANCOUVER ISLAND MARMOT

(Marmota vancouverensis)

2000 Update

Recovery of Nationally Endangered Wildlife

For additional copies contact:

RENEW Secretariat
c/o Canadian Wildlife Service
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Tel: 819-953-1410
Fax: 819-994-3684

E-mail: RENEW-RESCAPE@ec.gc.ca

Recovery Web site:
English: http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/recovef.html
French: http://www.cws-scf.ec.gc.ca/recoveff.html

Cover illustration: Vancouver Island marmot by Cheryl Goode©

Également disponible en français sous le titre
Plan national de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver : édition 2000

Catalogue no. CW69-11/19-2000E
ISBN 0-662-28600-6
©Recovery of Nationally Endangered Wildlife 2000
Content (excluding the cover illustration) may be used without permission, with appropriate credit to the source.

National Recovery Plan for the

VANCOUVER ISLAND MARMOT

(Marmota vancouverensis)

2000 update

prepared by

*Doug W. Janz, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Regional Wildlife Section**
Andrew A. Bryant, Marmot Recovery Foundation
*Neil K. Dawe, Environment Canada, Canadian Wildlife Service**
Helen Schwantje, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch
*Bill Harper, B.C. Wildlife Federation**
*Dave Nagorsen, Royal British Columbia Museum**
Don Doyle, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Regional Wildlife Section
Mike deLaronde, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Conservation Officer Service
*Dave Fraser, B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks, Wildlife Branch**
*Dave Lindsay, TimberWest Forest Ltd.**
*Sally Leigh-Spencer, Federation of B.C. Naturalists**
*Ron McLaughlin, MacMillan Bloedel**
*Rik Simmons, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Parks Division**

on behalf of the

*Vancouver Island Marmot Recovery Team

The first author is the chair of the recovery team. Other members of the team at the time of preparation of this report include the starred authors, plus John Carnio of the Toronto Zoo

Approved:

Doug Dryden,
Director, Wildlife Branch,
Ministry of Environment, Lands and Parks,
Government of British Columbia

Date: 31 May 2000

Disclaimer

This updated recovery plan has been submitted to RENEW by the Vancouver Island Marmot Recovery Team to define recovery actions necessary to protect and recover the species. It does not necessarily represent the views of the individuals involved in the plan's formulation or the official positions of the organizations with which the individual team members are associated. The goals, objectives, and recovery actions identified in the plan are based on the best existing knowledge and subject to modifications resulting from changed objectives and new findings. We recognize that implementation of the plan will be subject to appropriations, priorities, and budgetary constraints imposed by participating jurisdictions and organizations.

Acknowledgements

The Vancouver Island Marmot Recovery Plan is a reflection of data, attitudes, and considered opinions provided by all members of the recovery team and others associated with the project. The updated plan benefited from independent scientific review by Dr. Ken Armitage and four anonymous reviewers.

Funding for implementation of the first five-year recovery-planning phase (1993–98) came from many sources. Major contributors included Forest Renewal B.C., Habitat Conservation Trust Fund, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, World Wildlife Fund (Canada), Forest Alliance of B.C., TimberWest Ltd., and Macmillan Bloedel Ltd. As well, a large number of individuals and non-government organizations donated to the recovery project. We are very grateful for their support.

Levels of endangerment

Definitions of terms used by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) (new wording in 2000)

EXTINCT species no longer exist.
EXIRPATED species no longer exist in the wild in Canada, but they occur elsewhere.
ENDANGERED species are facing imminent extinction or extirpation.
THREATENED species are likely to become endangered if limiting factors are not reversed.
SPECIAL CONCERN (formerly "vulnerable") species are of special concern because of characteristics that make them particularly sensitive to human activities or natural events.

Cataloguing in Publication Data

102-04649/

Main entry under title:

National recovery plan for the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*)

2000 update.
(RENEW report; no. 19)
"Recovery of Nationally Endangered Wildlife"
Includes bibliographical references.
ISBN 0-662-28600-6
Cat. no. CW69-11/19-2000E

1. Vancouver Island marmot.
2. Marmots — British Columbia — Vancouver Island.
3. Wildlife conservation — British Columbia.
I. Janz, Doug.
II. Vancouver Island Marmot Recovery Team (B.C.)
III. RENEW (Canada)
IV. Canadian Wildlife Service.
V. Series.

QL737.R68N37 2000 333.95'9366'09711 C00-980197-9

Table of contents

Summary of updated recovery plan 5

Section I
Introduction/species' background/status evaluation
1. Introduction 6
2. Evaluation of current status of the Vancouver Island marmot 6
   A. Factors influencing vulnerability and contributing to status 6
      1. Population considerations 6
      2. Environmental considerations 7
   B. Role in the ecosystem and interactions with humans 12
      1. Ecological considerations 12
      2. Sociopolitical considerations 12
   C. Recovery potential 13
      1. Review of major threats 13
      2. Current habitat protection efforts 15
      3. Degree of habitat protection required 15

Section II
Recovery 16
1. Recovery goal and objectives 16
2. Strategies 16
3. Revisions to the 1994 recovery plan 17
4. Revised stepdown outline 17
5. Narrative 17
   A. Population restoration 18
      1. Captive breeding 18
      2. Reintroductions 18
      3. Planning 19
   B. Monitoring and research 19
      1. Population monitoring 19
      2. Research 20
   C. Habitat protection and manipulation 20
      1. Protection 20
      2. Manipulation 21
   D. Fundraising and communications 21
      1. Fundraising 21
      2. Communications 22
   E. Management issues 22
      1. Project management 22

Section III
Implementation schedule 24

Section IV
Literature cited 25

Section V
Appendices 28
Appendix 1. Survey effort and probable count success at known marmot colonies, 1972–1998 28
Appendix 2a. Nearest colony-neighbour distances for marmot colonizations and random sites 29
Appendix 2b. Effect of increasing isolation on apparent marmot survival 29
Appendix 3. Temporal trends in landscape conditions and predator–prey abundance 30
Appendix 4a. Effect of increasing clearcut age on marmot survival 31
Appendix 4b. Logistic regression of survival against age of regenerating clearcuts 31
Appendix 5. Timing of last observation of ear-tagged marmots 31
Appendix 6. Effect of weather variables on marmot survival in natural and clearcut habitats 32
Appendix 7. Recommended Vancouver Island Marmot Recovery Project structure 33

List of figures
Figure 1. Historical and current distribution of Vancouver Island marmots 8
Figure 2. Marmot population trends, 1972–1998 8
Figure 3. Probable marmot abundance in natural habitats and clearcuts, 1972–1998 9
Figure 4. Effect of habitat on demographics 10
Figure 5. Marmot survival and birth rates over time 13

Summary of updated recovery plan

The purpose of this document is to reassess the goals, objectives, and tasks of the initial (1994) National Recovery Plan for the Vancouver Island Marmot and provide an overview of changes needed to achieve downlisting of *Marmota vancouverensis* from endangered status.

The original recovery goal of 400–600 marmots dispersed in three metapopulations on Vancouver Island has not changed and remains justifiable on geographic, habitat, genetic, and demographic grounds.

New data have clarified past and present marmot distribution and abundance. Inventory techniques are now properly developed, and the population status of this animal is well known compared with that of most other species at risk in British Columbia.

Within the "core" metapopulation south of Alberni Inlet, populations have declined by approximately 60% in the last decade. Marmots disappeared from the western Strathcona metapopulation within the last several decades, and the Forbidden Plateau metapopulation is now represented only by small colonies on Mount Washington. The entire population of the species was estimated at fewer than 100 individuals in 1998, of which >50% live in recently logged habitats. The spatial structure of colonies has changed in response to logging of high-elevation (>700 m) forests. Additional colonies will probably continue to be formed and found, but it is unlikely that significant populations remain undiscovered.

It is difficult to determine why marmots disappeared from areas north of Alberni Inlet, because so few historical (1900 to present) population data exist. Contributing factors may include weather, predation, disease, hunting by humans, changing climate, and reduced landscape connectivity. Empirical evidence for any of these processes is weak. Apart from concluding that postglacial forest succession has generally reduced the amount of potential marmot habitat, we know only that disappearances occurred relatively recently.

South of Alberni Inlet, forestry has produced dramatic effects on populations. Survival of marmots is lower in clearcuts, and logging has apparently inhibited dispersal movements by providing "easy" alternative places in which to settle. The most important result of forestry was to concentrate the population, thereby increasing the risk of mortality from other factors.

Wolves, cougars, and golden eagles prey upon marmots. Radiotelemetry indicates that predation has played an important role at some colonies. The significance of parasites and infectious disease remains unclear, although mortality has been associated with some parasitic and bacterial infections. Survival data are consistent with a hypothesis of localized mortality factors such as disease or hunting patterns by individual predators. Mark–recapture work suggests that most mortality occurs during winter hibernation, particularly in clearcuts. Weather plays a role but explains only a small amount of the variation in survival rates. There is no evidence to suggest that reproductive rates have declined. Survival rates have declined, and the frequency of high-mortality episodes has increased.

Most research objectives contained in the 1994 recovery plan have been met, although population objectives have not. Population distribution, trends, and ecology are now reasonably well understood. Health issues constitute the most important unanswered research questions. Progress has been made towards characterizing potential reintroduction habitats, although more work is required. With a handful of exceptions, additional habitat protection or habitat manipulation is not required. Experience on Vancouver Island and elsewhere supports the belief that

reintroduction presents a realistic management tool. Substantial progress has been made towards increased public awareness, funding, and political support.

Changes to the 1994 recovery plan

Much of the initial plan was focused on activities designed to determine population trends and answer basic ecological questions. Many relevant questions are now answered. The challenge now is to raise necessary financial support and implement the plan.

The updated plan is based on four premises.

1. It is doubtful that significant new populations will be found north of Alberni Inlet, although that possibility exists.
2. South of Alberni Inlet, it appears unlikely that marmot populations will suddenly rebound of their own accord.
3. Another population expansion in the Nanaimo Lakes metapopulation, such as occurred during the early 1980s, would probably not result in increased geographic distribution (although it would give the Recovery Team additional options).
4. Captive breeding combined with reintroductions presents the best hope of increasing populations within a reasonable period of time.

At least seven of the world's 14 marmot species (*M. bobac*, *M. baibacina*, *M. menzbieri*, *M. marmota*, *M. monax*, *M. flaviventris*, *M. broweri*) have been successfully reared in captivity. Reintroductions using both captive-reared and wild-captured marmots have been successful, although some individual releases failed.

Experience from western Europe suggests that repeated reintroductions based on annual releases of ~20 individuals will work. The mathematics of marmot reproductive biology indicate that this will require maintenance of 40–80 marmots in captivity for 5–15 years.

Recovery: the next five years

The next five years will require that the Recovery Team invest heavily in several broad areas.

A. Population restoration
1. Captive breeding
   a. Zoo-based programs
   b. Vancouver Island facility
2. Reintroductions
   a. Experimental reintroductions
   b. Operational reintroductions
3. Planning
   a. Captive-breeding plan
   b. Reintroduction plan
   c. Contingency plan

B. Monitoring and research
1. Population monitoring
   a. Nonintensive population counts
   b. Intensive mark–recapture
   c. Radiotelemetry
2. Research
   a. Disease, parasites, and health
   b. Habitat
   c. Nutrition
   d. Behaviour
   e. Genetics

C. Habitat protection and manipulation
1. Protection
   a. Haley Lake Ecological Reserve
   b. Other habitats
2. Manipulation
   a. Clearcut habitats
   b. Natural meadows
   c. Predator–prey management

D. Fundraising and communications
1. Fundraising
   a. Prime funders
   b. Secondary funders
2. Communications
   a. Communications plan

E. Management issues
1. Project management
   a. Vancouver Island Marmot Recovery Team
   b. Marmot Recovery Foundation
   c. Friends of the Vancouver Island Marmot

Just as the future of *M. vancouverensis* is precarious by virtue of small numbers and confined distribution, eventual success of recovery efforts will be limited by money and personnel. Recovery is probably ecologically feasible but will require substantial financial, political, and scientific investments, together with a revised organizational structure.

Section I
Introduction/species' background/status evaluation

1. Introduction

Much new information has become available since publication of the original five-year recovery plan for the Vancouver Island marmot (Janz et al. 1994). Some components of that plan have been completed, progress has been made on others, and some remain unfulfilled. In addition, research has raised new issues that require incorporation into the plan.

The purpose of this document is to:

1. Summarize the "state of the science" and identify new issues of relevance to planned marmot recovery efforts.
2. Review the original recovery targets and task strategies and identify those that have been accomplished, those that require additional work, and those that remain valid in light of current information.
3. Provide a framework within which to implement the next phase of recovery efforts.

Marmota vancouverensis is a typical "alpine" marmot in most regards. It is highly social and displays complex behaviour (Heard 1977). Females require three or four years to achieve sexual maturity, rarely reproduce in consecutive years, and exhibit low lifelong reproductive performance (Bryant 1996*a*). Marmots provide a good example of metapopulation dynamics, with the entire population apparently consisting of small colonies that occasionally suffer local extinction and recolonization (Bryant and Janz 1996). Dispersal is a fundamental aspect of population ecology.

An updated status report was prepared in 1996 (Bryant 1997), and in 1997, the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) reaffirmed the status of *M. vancouverensis* as endangered nationally.

2. Evaluation of the current status of the Vancouver Island marmot

A. Factors influencing vulnerability and contributing to status

1. Population considerations

a. Population status and distribution

Recent years have seen greatly increased understanding of population status and distribution (Bryant and Janz 1996).

It is unlikely that large colonies remain undiscovered. Most potential marmot habitats were ground-searched in recent years, with most areas receiving multiple visits (Bryant 1995). Particular efforts were devoted to historic marmot locations within Strathcona Provincial Park and adjacent areas.

Important results were obtained from ear-tagging and radiotelemetry at intensively studied colonies. Resightings of marked animals at these colonies (where population size was known with some precision) allowed Bryant and Janz (1996) to estimate the success of population counts at other colonies. Results suggest that >9 repeated visits are needed to obtain accurate population sizes, but 2–4 counts would result in detection of 65–75% of the adults actually present.

Inventory efforts after 1992 benefited from greatly increased funding levels, consistency of personnel, development of a computerized database, and improved mapping technology (geographic information system [GIS] and global positioning system [GPS]). In recent years, most colonies received more than three visits per year. This, combined with highly experienced inventory crews, presumably resulted in improved population estimates (Appendix 1).

b. Changes in distribution

The overall geographic distribution has not changed in recent years, although it did over a period spanning decades (Figure 1).

With the exception of Mount Washington, all known active colonies are located within five adjacent watersheds on south-central Vancouver Island (the Nanaimo, Cowichan, Chemainus, Nitinat, and Cameron river drainages). The current population remains extremely localized, with 90% of the population found within 150 km^2.

Despite increased survey effort, only two new colonies were discovered during the 1990s. Both were in clearcut habitats (Mount Franklin and Sherk Lake) and represent actual colonization events. In addition, new natural habitat patches were discovered on several mountains, including Mount Washington, although it remains unconfirmed that these represent reproductive colonies.

c. Changes in abundance

Bryant and Janz (1996) used long-term abundance data to estimate "expected" marmot numbers at individual colonies. They showed population trends by comparing annual ratios of observed and expected numbers (Figure 2). The approach was straightforward. If marmot numbers were stable, annual counts should produce similar

Figure 1
Historical (1900 to present) and current distribution of Vancouver Island marmots

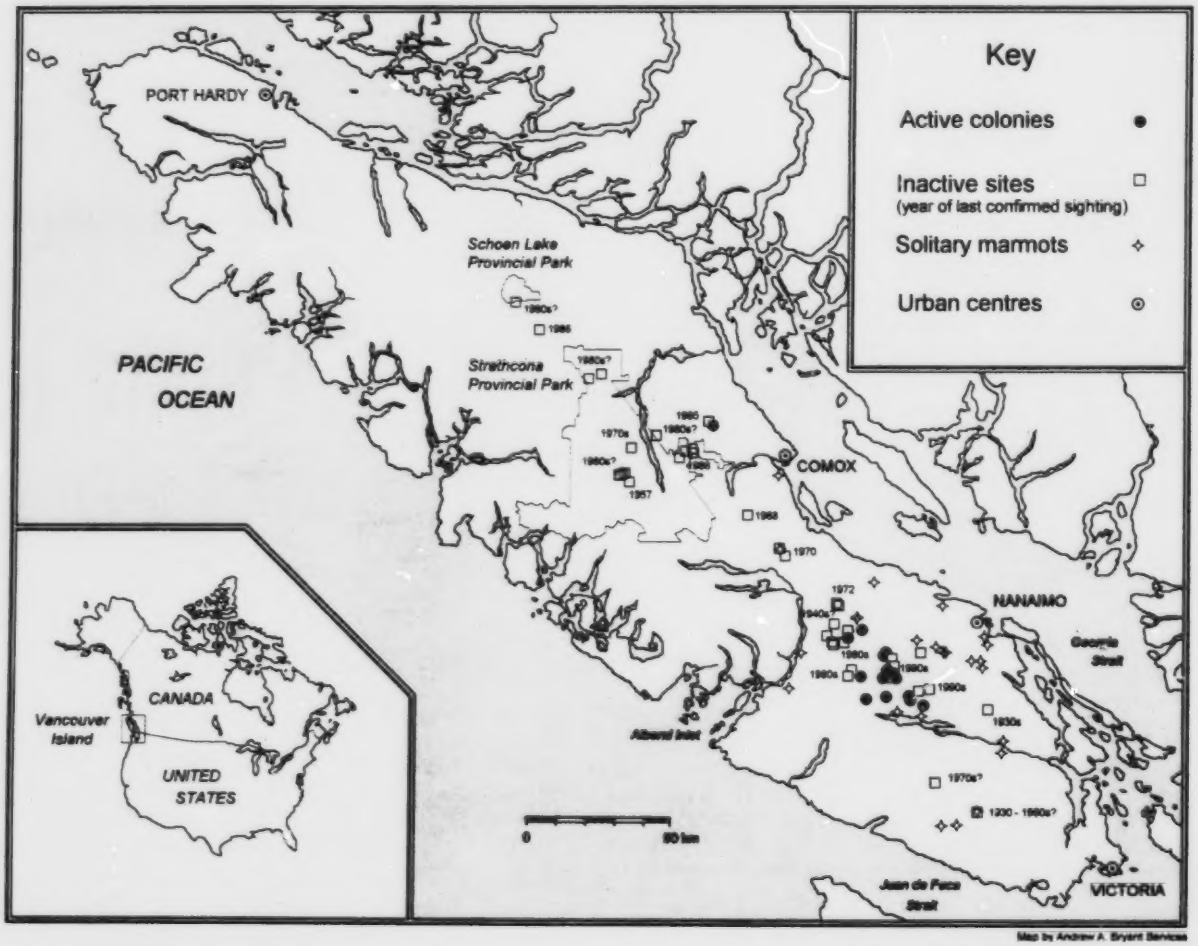
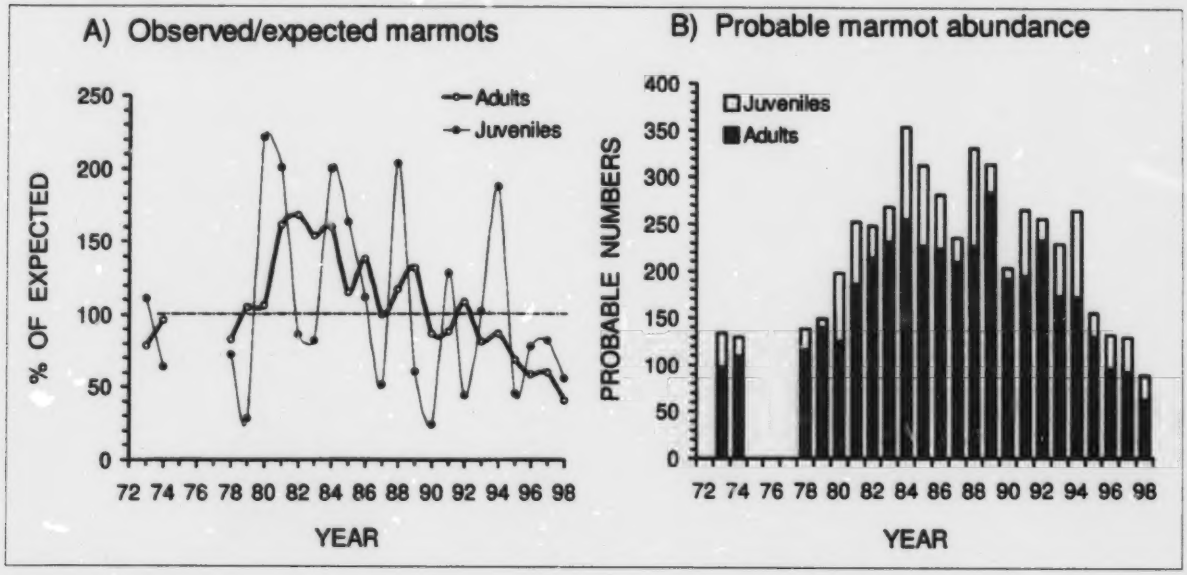


Figure 2
Marmot population trends, 1972–1998. Observed:expected ratios (A) were based on maximum counts/long-term averages for each site, using only those sites counted in any year. Probable marmot numbers (B) were estimated by applying a correction factor based on count effort, by excluding clearcut habitats for years prior to colonization, and by excluding years in which fewer than four sites were counted. From Bryant (1998).



observed:expected ratios across years. This was not the case. Numbers of adults were consistently above average from 1981 to 1986 and near or below average from 1990 to 1995. Bryant (1996*b*) expanded on this approach by applying a correction factor based on count intensity and numbers of habitats occupied, thus providing an estimate of probable population sizes.

There are problems with this approach, principally caused by different count effort across years. Counts made prior to 1980 and from 1987 to 1991 were based on limited data, and estimated abundance from this period is therefore more tenuous. Despite this, data are internally consistent and corroborated by counts at intensively studied colonies (Bryant 1996*b*), together with records of colonizations and extinctions (Bryant and Janz 1996).

From a peak of 300–350 animals during the mid-1980s, marmots apparently began to decline in the late 1980s to the present total of fewer than 100 animals. This was accompanied by a structural change. In recent years, more than 50% of the world's *M. vancouverensis* inhabited regenerating clearcuts (Figure 3).

d. Genetic variation

Early electrophoretic results suggested levels of polymorphisms and heterozygosity comparable to those of other marmot species (Bryant 1990). Note that the current genetic effective population size (N_e) would be close to 20–25 animals if previously established methods (Janz et al. 1994) were repeated.

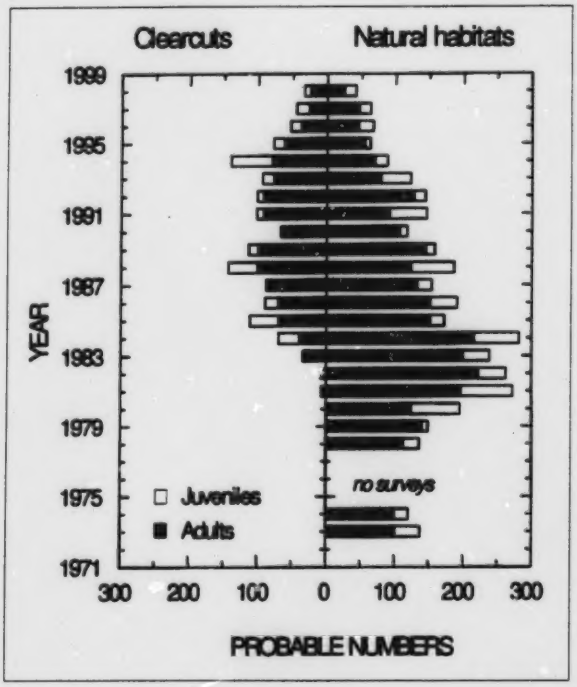
A recent DNA-based phylogeny suggests that *M. vancouverensis* is more closely related to *M. caligata* than to *M. olympus* (Steppan et al. in press). Additional DNA work in progress should provide new information about paternity and social assemblages (L. Kruckenhauser, Institute for Medical Biology, Vienna, pers. commun.).

2. *Environmental considerations*

In 1990, the Green Mountain Critical Wildlife Management Area was created (300 ha). The Haley Lake Ecological Reserve was expanded from 98 to 127 ha in 1992 and then to 376 ha in 1998.

A survey of potential marmot habitat on southern Vancouver Island was undertaken in 1994–95 prior to an experimental reintroduction (Demarchi et al. 1996).

Figure 3
Probable marmot abundance in natural habitats and clearcuts, 1972–1998. Probable numbers were estimated by applying a correction factor to observed:expected ratios, with the correction factor based on count effort. Data exclude clearcut habitats for years prior to their colonization, years in which fewer than four colonies were counted, and Mount Washington data. The 1998 Nanaimo Lakes metapopulation probably contained fewer than 100 animals, of which ~50% were found in clearcuts. Adult marmot abundance in the two habitat types was not correlated (Pearson $R = -0.431$, $n = 17$ years). Data from Bryant (1998).



Criteria for selecting release sites included 1) historic occupancy, 2) high relative abundance of known food plant species, 3) deep colluvial soils associated with marmot hibernation, and 4) boulders associated with marmot thermoregulation and "lookout" sites. Of eight potential release sites examined, all met the minimum criteria, but only one site was rated as "high" potential. Limited information is also available concerning potential reintroduction locations within Strathcona Provincial Park (Bryant 1993).

a. Tree invasion of subalpine meadows

The mountains of western North America are characterized by moving tree lines over the past 10 000 years in response to climatic conditions (Rochefort et al. 1994). During the early Holocene, tree lines may have extended as much as 60–130 m higher than at present. This trend presumably had a large impact upon habitat availability.

Marmot population dynamics may also be influenced by naturally occurring vegetation changes over historical periods (i.e., 1900 to present). Within the past 100 years, a warmer and drier climate has resulted in another tree invasion of subalpine meadows in most of the western mountains, including the Cascades, Olympics, and southern Coast mountains. It is not yet clear if this is a long-term trend or a minor fluctuation.

In 1995–96, the Recovery Team supported dendrochronological (tree ring) research at historic and extant marmot colonies. At least two sites (Gemini Peak and Green Mountain) have experienced tree invasions over a period spanning a few decades (Laroque 1998).

The evidence, however, is equivocal. In Strathcona Provincial Park, where marmots apparently disappeared some 10–30 years ago, most trees above 1000-m elevation are more than 800 years old. There is little evidence of recent tree invasion despite close overlap of tree ring sites with marmot records (e.g., Cruikshank Canyon, Circlet Lake, Greig Ridge, Philips Ridge; C.P. Laroque, University of Victoria, pers. commun.).

The role of fire in creating or maintaining marmot habitat is also unclear. Milko (1984) speculated that a recent fire on Gemini Peak created open meadow habitat throughout the nearby ridge system, but tree ring analyses do not support this idea (Laroque 1998). Apparently, different regions of Vancouver Island experienced very different fire histories. Intervals between major fires were relatively short (<300 years) on southeastern Vancouver Island but substantially larger (700–3000 years) in western and central regions (C.P. Laroque, pers. commun.; Lertzman et al. 1998).

Natural tree invasion may be important for at least two colonies in subalpine meadows. Conversely, it does not appear to explain recent marmot disappearances from areas north of Alberni Inlet.

b. Forestry

Bryant (1990, 1996*a*, 1996*b*) suggested that logging of forests above 700 m has caused detrimental population effects by a) producing low-quality "sink" habitat, b) reducing the likelihood of long-distance dispersal, and c) increasing local marmot density, therefore making marmots more vulnerable to disease or predators. Evidence for this is compelling, but the impact of forestry is not uniform throughout Vancouver Island.

Limited forestry activities took place near historic marmot locations north of Alberni Inlet, although some parts of Strathcona Provincial Park were logged, particularly in the Ash and Drinkwater drainages (Hyntka 1990). Extensive logging also occurred between the north end of Strathcona Provincial Park and Schoen Lake Park, as well as in the vicinity of historic marmot locations in the Beaufort Range.

South of Alberni Inlet (i.e., the extant marmot metapopulation), most areas are owned by forest companies (a result of the Esquimalt and Nanaimo Railway Land Grant of 1883). These lands constitute some of the most intensively harvested forests on Vancouver Island, with most (>60%) of the original mature forests removed during a 25-year period (Bryant 1998).

The demographic results of a marmot's choice to live in a clearcut include a 5–10% annual reduction in survival rates (Figure 4). The result is reduced lifelong reproductive performance compared with counterparts in natural habitats, despite similar reproductive rates (Bryant 1996*b*). Colonies in clearcuts may therefore act as population "sinks" (Pulliam 1988) that "consume" more dispersing marmots than they produce (Bryant 1997).

Forestry produced other effects as well. Bryant and Janz (1996) noted that most colonization events were within 1 km of existing natural habitats, a trend that they suggested represents "short-circuiting" of normal (pre-logging) dispersal movements due to the presence of nearby alternative places to settle (i.e., adjacent clearcuts).

Using GIS, Bryant (1998) tested this by randomly selecting clearcuts of appropriate age and elevation for "virtual colonization," given a likely maximum dispersal distance of 15 km (an estimate based on historical records of marmots at low elevations). He then compared the spatial isolation of the virtual and actual colonization events, with results that lend support to the "short-circuiting" hypothesis (Appendix 2a).

A similar procedure was used to test the effect of isolation on survival (Appendix 2b). This analysis used "apparent" survival rates (survival plus immigration minus emigration) for both adults and juveniles, together with an "isolation index" based on the median distance of that colony to other colonies. Results supported the prediction that peripheral colonies receive fewer immigrants. Apparent adult survival was lower at peripheral colonies than at "core" colonies, but juvenile survival was similar (an expected result if juveniles do not disperse).

South of Alberni Inlet, logging created areas of potential habitat that were available as early as the late 1960s. A small fraction (<1%) of clearcuts were eventually colonized in the 1980s, although it is impossible to confirm that no colonizations occurred prior to this date.

It appears that the essential effect of forestry is to provide relatively low quality habitat (in which survival is depressed), inhibit dispersal movements or "rescue effects" at peripheral colonies (by greatly altering habitat availability), and profoundly alter the spatial structure of the metapopulation. The latter is probably the most important effect, as it concentrates the population, making it more susceptible to factors such as predators, disease, and other random events (Bryant 1998).

c. Other landscape effects

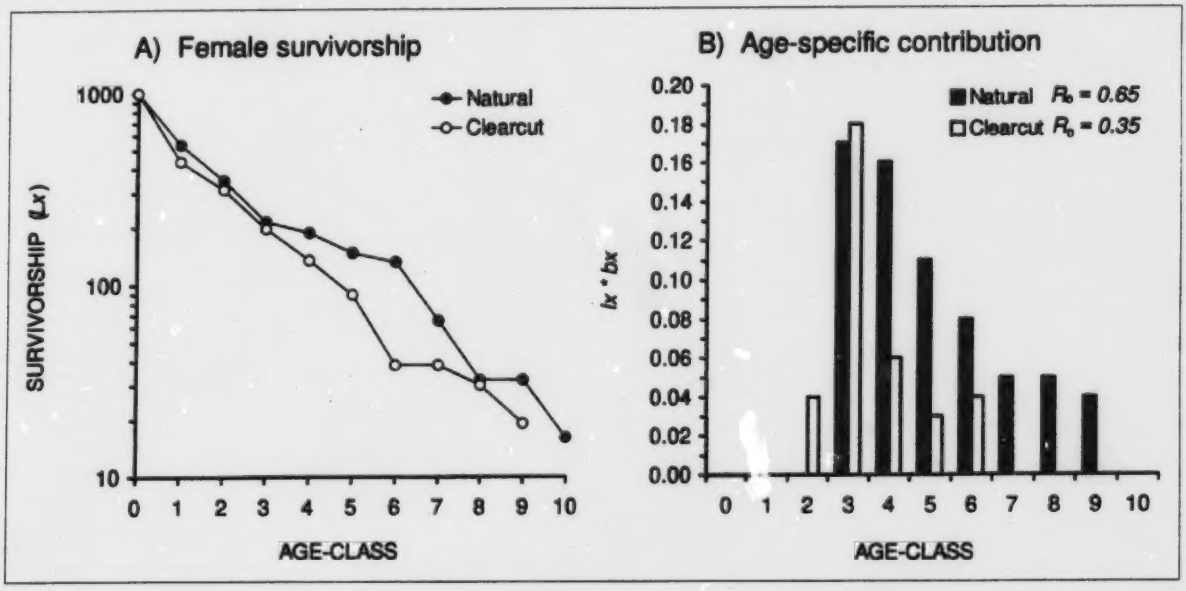
Road construction is another possible landscape factor. South of Alberni Inlet, the last several decades have seen greatly increased road density in the area of current marmot distribution (from 1.0 linear km of roads/km² in 1972 to 2.5 linear km/km² in 1996). By facilitating easy movement, it is possible that roads increase the frequency of predator–prey interactions (e.g., Simberloff et al. 1992).

Loss of marmots from Strathcona Provincial Park is curious, as neither logging nor tree invasion appears to explain it. One possible factor may relate to construction of Strathcona Dam at the north end of Buttle Lake. This dam, completed in 1957, raised the water level by 9 m and increased the area of the lake substantially (it inundated nearly 90% of the lake's tributary stream spawning areas; Hyntka 1990). This may have influenced marmot dispersal or metapopulation dynamics.

d. Predator–prey dynamics

Recoveries of tooth-marked radio transmitters show that terrestrial predators such as cougars and wolves are important causes of marmot mortality. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* predation may also be important, particularly for juvenile marmots (Bryant 1996*a*).

Figure 4
Effect of habitat on demographics. Female survivorship (A) is lower in clearcut habitats. The result is reduced lifetime reproductive contribution (B). Data are from tagged females monitored from 1987 through 1998 (n = 34 in natural habitats and n = 51 in clearcuts). From Bryant (1998).



Wolf and cougar abundance data (sightings by deer hunters in an area of ~500 km², an area much larger than that occupied by marmots) have not been tested for reliability but currently comprise the only long-term measure of terrestrial predator abundance on Vancouver Island (Bryant 1998).

Cougar and wolf abundance were poor predictors of marmot abundance or survival (Appendix 3). This was not unexpected; "hunter sighting indices" show great annual variability and may not reflect actual predator abundance. Numbers of cougars and wolves removed from the population also had no apparent effect, despite the numbers being substantial in some years (e.g., 20 cougars and nine wolves removed in 1989, at approximately the time that marmot colonies began to decline).

Predator population sizes may be less relevant than hunting patterns of individuals. For example, Bryant (1998) reported cougar tracks leading from one hibernaculum in a clearcut to another in a nearby natural meadow on the first day of emergence (21 April) in 1995 and again in 1997. The idea that predators may benefit from increased marmot population density and easier travel along logging roads is difficult to test but appears reasonable (Simberloff et al. 1992).

Annual deer abundance estimated from systematic night counts (Harestad and Jones 1981) showed no significant effect upon marmot survival but was positively associated with marmot abundance in natural habitats but not in clearcuts (Bryant et al. in press *a*). Drastic reduction in deer numbers within the last decade (Appendix 3; current population is about 40% of normal) raises the possibility that predators may be "switching" efforts to marmots (e.g., Bergerud 1983).

Marmots disappear more frequently from clearcuts. One idea is that forest regeneration in clearcut habitats provides additional cover for stalking predators such as cougars. Regression analysis supports this hypothesis, with survival being negatively associated with increasing clearcut age (Appendix 4). However, data do not support the idea that predation is exclusively responsible for increased mortality in clearcuts. It is equally possible that forest regeneration alters the quality or quantity of other resources (food, shelter, or the ability to meet a mate).

The timing of last observation of tagged marmots was not evenly distributed throughout the active summer season, as one would predict if mortality is equally likely at any time (Appendix 5). In clearcuts, the probability of last observation was skewed towards late summer, suggesting

that some marmots die in winter hibernation. In natural habitats, the probability of last observation of adults was more evenly distributed throughout the season.

Predators have an undeniable impact on particular marmots and colonies. This is probably exacerbated by the increased concentration of marmots in a small geographic area. Reduced abundance of prey such as deer probably encourages predation on marmots. Data from Northwest Bay showed high cougar numbers despite large reduction in deer populations (D. Doyle, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks [MELP], pers. commun.). Finally, observations of tracks suggest that predators may benefit from increased ability of predators and prey to move easily along roads.

e. Weather

Weather has been implicated in regulating other marmots, but evidence for weather regulation of *M. vancouverensis* is relatively weak (Bryant 1998). Logistic regression of weather variables against marmot survival and birth rates revealed some significant relationships but explained only a moderate amount of variation in these rates (Appendix 6).

Survival was positively associated with snowpack depth in the subsequent winter, but negatively associated with snowpack in the previous spring. Barash (1973) found that survival of *M. olympus* was positively associated with increasing snow depth. Arnold's (1990*a*, 1990*b*, 1992) work on *M. marmota* suggested a possible physiological explanation for this — i.e., the physiological necessity for a thermally stable environment in which to hibernate. Recent work on *M. marmota* lends credence to the snowpack survival hypothesis (Farand et al. in press).

Negative association between survival and snowpack in the previous spring may reflect the length of the growing season. Van Vuren and Armitage (1991) suggested that the timing of snowmelt, and not the depth of snowpack, may be critical in determining marmot survival.

Recent physiological studies provide important clues about the possible influence of weather on marmot survival during winter. Thorp et al. (1994) conducted a laboratory study in which *M. flaviventris* were fed diets containing high or low compositions of essential polyunsaturated fatty acids. The result was that marmots supplied with a diet deficient in essential fatty acids showed identical weight gains during summer, but exhibited higher spontaneous arousal rates, shortened bouts of deep hibernation, and higher overall metabolic expenditures. That this could lead to increased winter mortality is clear (Arnold 1993). It seems reasonable to suggest that between-site soil characteristics and annual weather variation could influence both the availability and chemical composition of plants eaten by marmots (Kuramoto and Bliss 1970; Sinclair et al. 1982).

f. Disease and parasites

The impact of disease and parasites on marmots remains poorly understood but may be very important. Four of six animals relocated from different colonies to a vacant historic location in 1996 died, possibly from a bacterial infection during hibernation (Bryant et al. in press *b*). In addition, chorioptic mange was diagnosed in two animals from Mount Washington (H. Schwantje, MELP, pers. commun.). Both conditions clearly demonstrate the potential implications of infectious diseases for small colonies, especially given that marmot survival rates apparently declined in recent years (Figure 5).

Whether epizootic or low levels of chronic infectious diseases or parasites are responsible for recent *M. vancouverensis* population trends or even the disappearance from areas north or south of Alberni Inlet remains unknown. The loss of apparently healthy colonies from places such as North Hooper (1982–83) and Gemini Peak (1986–87), combined with observed population crashes at places like Haley Lake and Butler Peak, suggests episodic mortality events that are congruent with a hypothesis of disease outbreak (Bryant 1998). Such events underscore the inherent dangers of a small population and confined distribution.

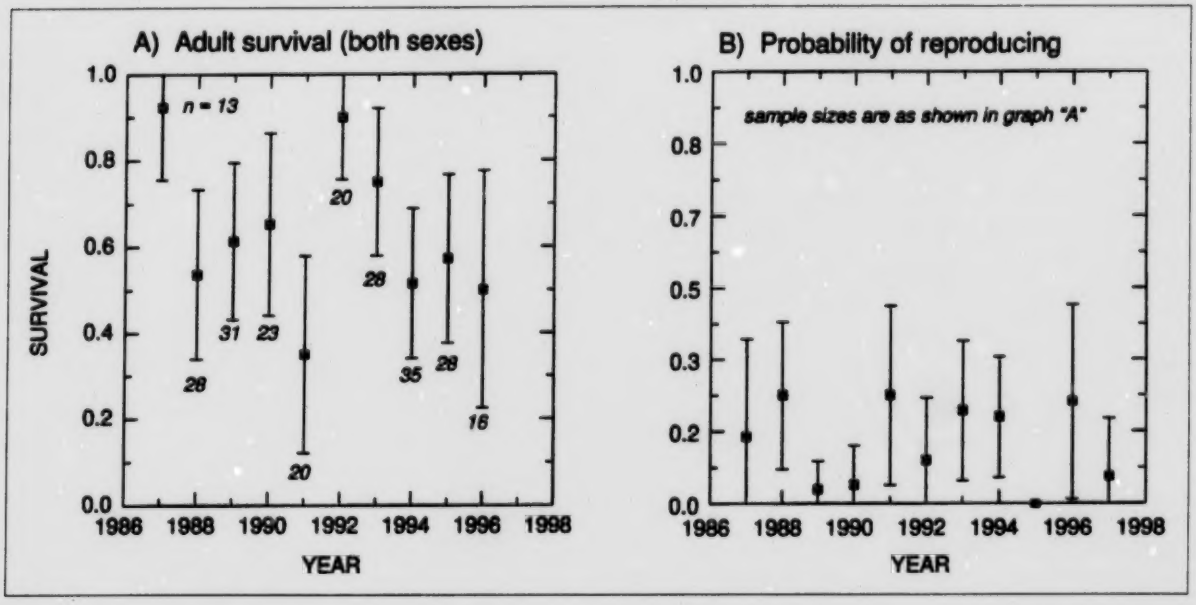
Limited baseline data currently exist for normal *M. vancouverensis* health parameters. Health investigations began in 1998 and were designed to develop assessment protocols and to collect animal and environmental samples for potential pathogen identification (N. deWith, University of Saskatchewan, pers. commun.).

B. Role in the ecosystem and interactions with humans

1. Ecological considerations

Vancouver Island marmots cannot be considered a "keystone" species in an ecosystem context. They provide prey for predators and act as habitat for parasites, at least one of which (*Diandrya vancouverensis*; Mace and Shepard 1981) lives only on Vancouver Island marmots and must also be considered endangered.

Figure 5
Marmot survival and birth rates over time. Data are mean annual rates and 95% confidence limits based on 88 tagged adults and 242 marmot-years of observation through 1997. Survivorship has been relatively low since 1994 (A). Birth rates (B) remained fairly constant over time but showed great annual variation. From Bryant (1998).



2. *Sociopolitical considerations*

Marmota vancouverensis is one of only five endemic mammal species in Canada (Wilson and Reeder 1993). Including taxonomic species, subspecies, and populations, it is one of only six endemic mammal "species" in Canada considered by COSEWIC to be endangered nationally.

a. Public appeal

Vancouver Island marmots and the Recovery Project enjoy widespread popular support. Well over 500 people have "adopted" a marmot, and the Internet Web site (www.islandnet.com/marmot) has been well received.

b. Utilitarian value

There is currently no utilitarian value for Vancouver Island marmots. High potential exists to incorporate public viewing and education opportunities within the context of recovery efforts.

c. Legal considerations

Marmota vancouverensis is legally protected and listed as endangered under the *B.C. Wildlife Act* (1980) and regulations (Munro et al. 1985). It is listed as endangered by COSEWIC, by the U.S. *Endangered Species Act* (*Federal Register*, 23 January 1984), and by the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN; Groombridge and Mace 1994).

Most colonies occur on privately owned lands held by MacMillan Bloedel Limited, TimberWest Limited, and Mount Washington Ski Corporation. These lands were originally part of the *Esquimalt and Nanaimo Railway Land Grant Act* of 1883.

Two marmot habitats are legally protected under the *Ecological Reserves Act* (Haley Lake Ecological Reserve, 376 ha) or the *Wildlife Act* (Green Mountain Critical Wildlife Management Area, 300 ha).

C. Recovery potential

1. Review of major threats

a. Forestry

Forestry activities are unlikely to pose significant new threats north of Alberni Inlet, with the possible exception of the immediate Mount Washington area. Much nearby historical habitat is contained within Strathcona Provincial Park and therefore fully protected (Hyntka 1990).

South of Alberni Inlet, GIS measurements of the Nanaimo Lakes metapopulation region show the results of intensive forestry activities over the past 40 years on private forestlands (Bryant et al. in press *a*). Forest harvest rates decreased dramatically in recent years. This trend will continue because of limited remaining old-growth forests, but much of the harvest will occur at higher elevations.

More than half of the world's *M. vancouverensis* now live in clearcut habitats that will become unsuitable as forest succession occurs. Within the next 20–30 years, most areas will be unusable by marmots, and the second rotation of forest harvest, especially above 700 m elevation, will not occur for perhaps 60–80 years after that, unless market demands or technology dictates otherwise.

b. Predation

Predation will probably continue to be an important cause of mortality as long as the population remains small and concentrated. Low deer numbers suggest that changing predator hunting patterns (e.g., Bergerud 1983) could pose real problems for marmots, particularly if logging roads tend to channel both predator and prey. Predator numbers will eventually adjust to deer abundance, but data from Northwest Bay suggest that the lag time for this to occur could be a decade or more (D. Doyle, MELP, pers. commun.).

c. Disease, parasites, and health

Changing recovery emphasis towards captive breeding and translocation of animals requires consideration of the health risks involved. Translocated animals may carry organisms that present new risks (Cunningham 1996):

- An exotic pathogen could be introduced to a new geographic region.
- Release of infected animals could intensify preexisting disease conditions.
- Translocated animals may have no immunity to organisms present at the release site.

Present data are insufficient to make management recommendations regarding reintroductions. The captive breeding program will play a critical role in developing such guidelines. We know that *M. vancouverensis* is susceptible to some diseases and parasites. Determining normal health parameters and testing procedures for selected pathogens is therefore a high priority.

d. Random events

Because of small colony sizes, Vancouver Island marmots are extremely vulnerable to random events. "Immigration–emigration stochasticity" consists of chance births and deaths that influence individual subpopulations, and "regional stochasticity" consists of environmental factors acting on a number of subpopulations simultaneously. Both processes probably play a critical role in regulating numbers of *M. vancouverensis* (Bryant and Janz 1996).

With some mountains containing only one or two family groups, the fate of individuals (predation, overwinter mortality, dispersal, successful immigration) can cause important population effects. Local extinctions, lack of reproduction, and immigration "rescue effects" (Brown and Kodric-Brown 1977) have been apparently caused by immigration or disappearance of single males (Bryant 1996*b*). The small geographic range makes *M. vancouverensis* susceptible to "regional stochasticity" that can cause high mortality among adjacent colonies (e.g., 36% survival of juveniles during winter of 1994–95; Bryant 1998).

e. Source of releasable animals

Marmot reintroductions have been successful in parts of western Europe and Russia (Ramousse et al. 1992). Reintroductions using animals transplanted from the wild usually have a better chance of establishing self-sustaining populations (Griffith et al. 1989). Unfortunately, the current population of *M. vancouverensis* is too small to allow this approach.

Reintroductions using captive-reared marmots have also achieved success (Dimitriev et al. 1992). Techniques associated with breeding marmots in captivity are well developed (Rymalov and Maximov 1992; Tokarsky 1996; Rumiantsev and Rymalov 1998).

If demographic rates of captive *M. vancouverensis* are similar to those in the wild (0.9–1.2 births per adult female per year), then approximately 20–25 adult females would be required to produce a similar number of juveniles annually. Males, juveniles, and yearlings would add to this

number. Assuming equal sex ratio of juveniles and excellent (80%) survival rates, this would yield 20 releasable yearlings annually, which is probably a reasonable minimum required to achieve success (Ramousse et al. 1992).

f. Changes in climate and vegetation

It is impossible to predict future effects of climate and vegetation change. However, Rochefort et al. (1994) concluded that if global warming models are valid, then tree invasion will increase, with tree lines reaching elevations similar to those of the early Holocene. Tree establishment 60–130 m above the present tree lines on Vancouver Island could have a major impact on marmot habitat. Changes in snow and rainfall patterns could also have important impacts.

g. Loss of genetic variation

Current population distribution suggests little possibility of genetic exchange among some colonies. It is impossible to determine the eventual susceptibility of *M. vancouverensis* to deleterious genetic loads (inbreeding depression), but, in any event, the solution is identical: quickly increase their distribution and abundance.

In order to maintain genetic variation in captivity, efforts will begin with a minimum of 20 unrelated individuals. Pairings will be managed and appropriate breeding records will be kept to maximize the genetic contribution of each individual.

h. Catastrophe

Small population size and confined distribution make *M. vancouverensis* highly vulnerable to catastrophic events. Even one or two years of low survival or failed reproduction could place the Recovery Team in the unenviable position of being forced to remove all or most marmots from the wild to ensure their survival, as occurred with black-footed ferrets *Mustela nigripes* and Micronesian Kingfishers *Todirhamphus cinnamominus*. Essential contingency planning is under way.

2. Current habitat protection efforts

In 1999, the Haley Lake Ecological Reserve was expanded as part of Goal II of the Protected Areas Strategy. The expansion was significant, from 127 ha to 376 ha. Negotiations continue to add to this protected area. The goal is to protect a total of 762 ha. Private landowners are playing an increasingly important role in management issues, such as road deactivation, vegetation management, and other activities.

3. Degree of habitat protection required

With the exception of the Haley Lake Ecological Reserve expansion, no additional protected areas are required in the near future (i.e., the five-year scope of this recovery plan).

Most extant colonies occur on private lands and are not easily accessible (Janz et al. 1994). Levels of human disturbance are negligible at most colonies. Intensively studied colonies that experienced high visitation showed no measurable reduction in birth or survival rates compared with other colonies (Bryant 1997).

Some colonies may experience increased visitation in the future as *M. vancouverensis* becomes more widely known. Habitat management issues will continue to occur at particular colonies (e.g., Mount Washington), which will require landowner cooperation.

Ultimately, while recovery efforts must necessarily be focused on population maintenance and restoration in the short term, long-term viability of this species can be assured only by ensuring that populations (reintroduced or otherwise) do not suffer from the same kinds of deleterious effects currently influencing the extant metapopulation.

For example, following future reintroductions, particularly south of Alberni Inlet, the present human-induced alterations of the landscape connectivity must be modified. Wildlife managers and the forest companies will have to work together to find an appropriate method of harvesting the second-rotation, higher-elevation forests in order to avoid re-creating the low-quality "sink" habitat that appears to be playing a significant role in the decline of the marmot populations today.

Section II
Recovery

1. Recovery goal and objectives

The 1994 recovery plan established a population target of 400–600 marmots, dispersed in three discrete areas of Vancouver Island (Janz et al. 1994). This population objective was based on the probable historic distribution of marmots, probable barriers to dispersal, and the idea that sufficient natural habitat exists on Vancouver Island to support three metapopulations of 150–200 animals each.

The population target was also based on the need to maintain genetic variation and the idea that metapopulations of this size would be sufficient to maintain an "effective size" (N_e) of close to 50, a level thought to minimize the danger of inbreeding depression (e.g., Lande 1988). Finally, the population objective was based upon the simple desire to maximize the geographic distribution of Vancouver Island marmots and therefore reduce the possibility that random events or weather patterns could simultaneously influence the entire population.

The population objectives listed in the 1994 recovery plan (400–600 marmots in three metapopulations) are still realistic. Limited habitat assessment work supports the original distribution target of three metapopulations in the 1) Nanaimo Lakes region, 2) western Strathcona region, and 3) Forbidden Plateau region, but the latter area will probably remain a relatively minor objective (there appears to be more potential release habitat to the west and north of Buttle Lake; Bryant 1993). Similarly, the Nanaimo Lakes metapopulation will probably continue to provide the major population reservoir, provided recent population declines can be reversed.

We reiterate that the current "eggs in one basket" distribution is intrinsically dangerous. Extinction from random events such as weather, predation, and disease is no longer just a theoretical possibility, as the severe winter of 1994–95 clearly showed.

2. Strategies

Seven strategies were designed to meet the recovery goal and objectives outlined in the 1994 recovery plan. These were:

A. Monitor known populations (to determine population trends, survival of marked animals, and model population dynamics).
B. Determine habitat characteristics and map habitat availability (to determine hibernacula characteristics, map potential habitats, and therefore determine what recovery would mean in a geographic and population sense).
C. Inventory for undiscovered colonies and habitats (to verify that marmots have or have not disappeared from parts of their historic range through surveys of historic sites and high-capability habitats).
D. Investigate dispersal (to understand how frequently marmots move from one colony to another and whether such movements are influenced by human activity).
E. Protect and manage important subalpine and logged habitats (to ensure protection of keystone colonies by incorporating important habitats into integrated management processes, identifying important habitats for long-term protection, and evaluating the effectiveness of habitat management activities).
F. Conduct intensive population management if warranted (including the development of a translocation plan, a pilot translocation, and operational translocations if necessary).
G. Develop public support through education, participation, and fundraising activities (to facilitate implementation of the recovery plan).

Two of the seven strategies are essentially completed (C: inventory for colonies and habitats, and D: dispersal study). Three strategies (A: population monitoring, E: habitat management, and G: develop public support through education, participation, and fundraising activities)

have received much attention but represent ongoing commitments. The two remaining strategies (B: habitat mapping, and F: reintroductions) have seen progress, but more work is required (Bryant 1993; Demarchi et al. 1996).

3. Revisions to the 1994 recovery plan

The revised plan is based on four premises:

1. It is doubtful that significant new populations will be found north of Alberni Inlet, although this possibility exists.
2. South of Alberni Inlet, it appears unlikely that marmot populations will suddenly rebound of their own accord.
3. Another population expansion in the Nanaimo Lakes metapopulation, such as occurred during the early 1980s, would probably not result in increased geographic distribution (although it would give the Recovery Team transplant options that do not currently exist).
4. Captive breeding combined with reintroductions appears to present the best hope of increasing populations within a reasonable period of time.

At least seven of the world's 14 marmot species (*M. bobac*, *M. baibacina*, *M. menzbieri*, *M. marmota*, *M. monax*, *M. flaviventris*, *M. broweri*) have been successfully reared in captivity (Rymalov 1996; Rumiantsev and Rymalov 1998; K.B. Armitage, University of Kansas, pers. commun.). Reintroductions using both captive-reared and wild-captured marmots have been resoundingly successful, although some individual releases failed (Dimitriev et al. 1992; Ramousse et al. 1992).

The scale of required recovery activities dictates a shift in emphasis. Much of the 1994 recovery plan was focused on research and population monitoring. Many of the relevant questions are now answered, and the challenge now is to incorporate the results into an "operational" management plan and gather the political, corporate, and public support necessary to implement it.

4. Revised stepdown outline

The next five years will require that the Recovery Team invest heavily in several broad areas.

A. Population restoration
- ***1) Captive breeding***
  - *a) Zoo-based programs*
  - *b) Vancouver Island facility*
- ***2) Reintroductions***
  - *a) Experimental reintroductions*
  - *b) Operational reintroductions*
- ***3) Planning***
  - *a) Captive breeding plan*
  - *b) Reintroduction plan*
  - *c) Contingency plan*

B. Monitoring and research
- ***1) Population monitoring***
  - *a) Nonintensive population counts*
  - *b) Intensive mark–recapture*
  - *c) Radiotelemetry*
- ***2) Research***
  - *a) Disease, parasites, and health*
  - *b) Habitat*
  - *c) Nutrition*
  - *d) Behaviour*
  - *e) Genetics*

C. Habitat protection and manipulation
- ***1) Protection***
  - *a) Haley Lake Ecological Reserve*
  - *b) Other habitats*
- ***2) Manipulation***
  - *a) Clearcut habitats*
  - *b) Natural meadows*
  - *c) Predator–prey management*

D. Fundraising and communications
- ***1) Fundraising***
  - *a) Prime funders*
  - *b) Secondary funders*
- ***2) Communications***
  - *a) Communications plan*

E. Management issues
- ***1) Project management***
  - *a) Vancouver Island Marmot Recovery Team*
  - *b) Marmot Recovery Foundation*
  - *c) Friends of the Vancouver Island Marmot*

5. Narrative

The current "eggs in one basket" distribution is dangerous. Few animals exist for reintroductions or other management activities. If recent survival trends continue, the Recovery Team will be forced to consider last-minute rescue options in the near future.

It is unlikely that wild populations will suddenly rebound of their own accord. Captive breeding and reintroduction present the only chance of increasing populations within a reasonable period of time and minimizing the risk of extinction.

A. Population restoration

1. Captive breeding

We recommend a two-pronged approach, including a) establishment of a pilot captive breeding program with animals at more than one zoological institution, each with a demonstrated history of successful work with endangered species, and b) establishment of an operational breeding facility on Vancouver Island in an area of appropriate elevation and climatic conditions.

a. Zoo-based programs

The first phase involves zoo-based pilot programs in which small numbers of animals are reared under quarantine conditions and research initiatives are pursued in facilities equipped with the necessary veterinary and scientific expertise.

Zoo-based programs will secure against the risk of catastrophe and provide a long-term reservoir of genetic material. Zoo-based programs will also permit development of appropriate husbandry techniques. Consideration will be given to employing intensive genetic management tools such as *in vitro* fertilization, cross-fostering, and long-term gamete cryopreservation.

Six animals were transferred to the Toronto Zoo in 1997 to initiate the zoo-based program. This population was expanded in 1998, and a second captive population was established at the Calgary Zoo.

b. Vancouver Island facility

The second phase of the breeding program will be guided by experience gained from zoo-based programs. The overall approach will be to maintain larger numbers of animals in conditions resembling potential release habitats on Vancouver Island.

Marmot reintroductions elsewhere suggest that moderate numbers (~20 per year) of releasable animals are required to ensure a reasonable chance of success (Ramousse et al. 1992). The mathematics of marmot reproductive biology indicate that this will require maintenance of 40–80 marmots in captivity. A dedicated breeding facility is required to produce such numbers of releasable animals on an annual basis. The timing of reintroductions is impossible to estimate, but they will likely occur over a period of 5–15 years.

The most logical location for the facility is on Mount Washington. The site experiences environmental conditions similar to those at sites where marmots will be released and could provide marmots with pre-release exposure to natural sights, sounds, and foods. Mount Washington also provides year-round access and necessary utilities such as water and power.

Apart from simplifying the logistics of reintroduction, Mount Washington is already a summer destination for tourists. The opportunity exists to enhance public awareness of Vancouver Island marmots through adjacent interpretive projects.

Detailed planning for the Mount Washington breeding facility is under way. External experts (from zoos and academia) have been consulted to assist in design of the facility and to develop the necessary husbandry protocols. The plan is to be operational by late 2000.

Plans call for a phased approach to construction. The initial housing module will accommodate 20–80 marmots (14 pens), and a second module will be added later as requirements dictate. Experience gained from zoos and from the initial module will guide design of the second.

2. Reintroductions

Marmot reintroductions involving three species (*M. marmota*, *M. bobac*, and *M. baibacina*) have achieved notable success in a list of countries that includes Russia, Austria, Switzerland, Poland, Romania, France, and Spain (e.g., Dimitriev et al. 1992; Ramousse et al. 1992; Preleuthner et al. 1995).

The 1996 *M. vancouverensis* reintroduction provided some positive lessons, although it ultimately failed to reestablish marmots at that site. We learned to move animals and social groups, and we learned that individuals from different family groups will habituate to one another. That four of the six released animals remained on the release site, excavated old marmot burrows, and hibernated communally should be strong cause for optimism (Bryant et al. in press *b*).

a. Experimental reintroductions

Experimental reintroductions (i.e., those based on wild-captured animals) are no longer feasible, given current population size.

b. Operational reintroductions

Reintroductions have sometimes been successful after release of small numbers of animals (e.g., release of 18 animals in the Pyrenees in the early 1960s led to a population numbering several hundred today; Nebel and Franc 1992). However, a repeated theme from participants at the Third International Marmot Congress involved the need to release substantial numbers of animals repeatedly. The French experience, which is the most completely documented, typically involved release of 12–20 animals per year over a period of 3–5 years (Ramousse et al. 1992). Reintroductions on such a scale will likely not occur before the year 2003, given likely reproductive rates in captivity.

3. Planning

a. Captive breeding plan

The scale of planned captive breeding efforts dictates that husbandry protocols be formalized in a breeding plan. This plan will focus on methods of basic care, accommodation, hibernation, behaviour, group composition, genetics, nutrition, and health. Special attention will be devoted to the role that nutrition and hibernation play in marmot development and reproduction, and to the possibility that reproduction could be enhanced above that observed in wild populations.

b. Reintroduction plan

A formal reintroduction plan is not yet possible. Additional work is needed to identify and prioritize suitable reintroduction habitats and to determine how best to condition animals to the wild. The reintroduction plan must also consider behavioural issues, disease and predation risks, and future landscape changes.

c. Contingency plan

The vulnerability of *M. vancouverensis* to single catastrophic events cannot be overstated. Planning is under way to identify scenarios and options should populations crash in the wild. Arrangements to house marmots on short notice have already been made with several zoos and other institutions.

B. Monitoring and research

1. Population monitoring

a. Nonintensive population counts

Previous uncertainty over population size and distribution has been greatly clarified over the past few years. Although a few colonies probably remain undiscovered, it is unlikely that large numbers of marmots exist outside of the central Vancouver Island core area of distribution. Inventory efforts will continue, with emphasis on monitoring known colonies and assisting with research and management activities. New information on potential marmot colonies will continue to be investigated as a high priority.

b. Intensive mark–recapture

Ear-tagging is the only cost-effective means of distinguishing surviving animals and immigrants (Bryant 1998). Tagging also provides a benchmark against which to assess population counts (Bryant and Janz 1996) and test hypotheses about mortality factors, behaviour (Blumstein et al. in prep.), genetics, growth rates, or similar age- or sex-specific questions. Established mark–recapture protocols will be continued at a subset of colonies.

c. Radiotelemetry

Work over the last several years at the Sherk Lake and Mount Washington colonies revealed surprisingly high immigration rates, suggesting the possibility of nearby undiscovered colonies. In particular, two males on Mount Washington showed large weekly foraging movements compared with other marmot species (Barash 1989). This also permitted discovery of a previously unknown meadow (M. deLaronde, MELP, pers. commun.).

Radiotelemetry work using surgically implanted transmitters will continue, with the objective of discovering causes of mortality and gathering new data on dispersal and home range size. Results may have a profound bearing on the Recovery Team's ability to identify suitable reintroduction habitats.

2. Research

a. Disease, parasites, and health

The loss of four transplanted animals in 1996 underlined the need for additional investigation of the health status of marmots. In 1998, the Recovery Team initiated a health study. This study included a review of literature and disease risks together with laboratory tests for *Yersinia*

spp. and other diseases. Marmot health monitoring and environmental sampling protocols were also developed. Results are in preparation (N. deWith, University of Saskatchewan, pers. commun.).

b. Habitat

The question of why marmots no longer inhabit some areas is of fundamental importance. If climatic changes have altered historic habitats, efforts to reestablish colonies will fail, and there may be little that managers can do to enhance marmot populations. If, on the other hand, the problem is human-caused alteration of landscape connectivity, then transplants may be a simple means of population enhancement (e.g., Ramousse et al. 1992), and prospects for eventual recovery of the species are probably excellent.

North of Alberni Inlet, factors that played a role in the disappearance of the marmot from areas such as Strathcona Provincial Park are unknown. It is important to emphasize that factors that caused local extinction may still be playing a role there today. It is equally possible that local extinction occurred because of episodes of high mortality combined with inability to recolonize. More biophysical inventory and research are needed to assess habitat suitability in Strathcona Provincial Park, Schoen Lake Park, and elsewhere. A graduate student has initiated a habitat modelling project using data obtained from remote sensing. The habitat model will incorporate biophysical (vegetation, soils, aspect, snowmelt) and metapopulation (spatial structure, landscape conditions) considerations (J. Lewis, University of Calgary, pers. commun.). Dendrochronological and fire history work may shed further light on recent climatic trends and should be supported; ultimately, however, the only way in which to determine current habitat suitability will likely be through monitoring of reintroduced animals.

Maintaining marmots on southern Vancouver Island will require that those factors currently causing declines be eliminated. In the long term, it will be essential that we determine and adopt appropriate logging practices that would allow future harvest of the second-rotation, higher-elevation forests and yet not alter the landscape connectivity between adjacent marmot colonies.

c. Nutrition

Nutritional factors remain poorly understood but are potentially very important (e.g., Thorp et al. 1994). Research on nutritional conditions in captivity has begun at the Toronto Zoo. Baseline data will be compared with those obtained from the wild using a combination of scat analysis and direct measurement of nutritional characteristics of food plants. The focus of the research will be to evaluate possible differences among natural and clearcut marmot habitats and the role of nutrition in hibernation physiology and reproduction.

d. Behaviour

It is critical that animals reared in captivity display normal behaviour patterns (Griffith et al. 1989; Snyder et al. 1994). Conversely, captivity offers the potential for experiments not possible in the wild. For example, mating behaviour, estrous cycles, and the importance of communal hibernation are not clearly understood for *M. vancouverensis*. Captive animals will be maintained so as to maximize the research potential.

e. Genetics

Additional sampling and analytical work will be conducted to ensure maintenance of genetic diversity in captivity and characterize natural patterns of variation. Collection of hair and blood will continue as new animals are captured. Paternity analyses using existing samples are currently under way (L. Kruckenhauser, Institute for Medical Biology, Vienna, pers. commun.). Maximizing genetic variation in the captive population will require maintenance of a studbook and calculation of genetic effective population size (N_e).

C. Habitat protection and manipulation

1. Protection

a. Haley Lake Ecological Reserve

Efforts to expand the existing Haley Lake Ecological Reserve will be pursued in order to maintain the integrity of the bowl environment and associated lake-forest Eocene. The area is the archetype Vancouver Island marmot habitat and deserves a more appropriate buffer zone. However, efforts to increase the size of the reserve must be undertaken with the firm knowledge that it would have little positive benefit for marmots as a whole.

b. Other habitats

No other protected areas are recommended at this time.

2. Manipulation

a. Clearcut habitats

No widespread habitat manipulation is recommended at this time. Efforts to remove vegetation from clearcuts to enhance them for marmots must be carefully weighed on a site-specific basis. The same rationale applies to attempts

to create additional marmot "condominiums" on logging roads scheduled for deactivation. While such activities might reduce predation, they might have no effect on mortality caused by poor nutrition, disease, or other factors and might simply encourage additional animals to colonize suboptimal habitat.

This is not to say that animals in clearcuts are unimportant. In some cases, clearcut colonies will provide critical genetic material for the captive population. Clearcut colonies that expand quickly might provide additional opportunities for reintroductions using wild-captured animals.

b. Natural meadows

For particular natural sites where evidence suggests that tree invasion is creating a problem (e.g., Gemini Peak), vegetation management may be an appropriate management tool and will be used. We recognize that it will be difficult to test the efficacy of such experiments, given current low population sizes.

c. Predator–prey management

Vancouver Island marmots have not suddenly been exposed to a new predator (e.g., Vitousek 1988). *Marmota vancouverensis* has evolved in the presence of wolves, cougars, and eagles, it exhibits a variety of typical antipredator strategies that reduce predation risk, and indeed it appears to be no less vigilant than other marmots (Blumstein et al. in prep.).

Available data show no clear association between marmot survival rates and predator abundance (Bryant 1998). However, we know that abundance of major prey (deer) has declined, and there is evidence of increasing wolf and cougar numbers since 1990. The significance of predation does not necessarily require increasing predator numbers. Changes in the landscape due to forestry may increase hunting opportunities by predators. These changes have concentrated marmots, reduced deer winter ranges, and created a network of roads that may channel both predators and prey along travel corridors (Simberloff et al. 1992).

Individual predators could exert a profound effect on marmot colonies, particularly when numbers of major prey (deer) and minor prey (marmots) are low. Efforts to increase human harvest of predators and restrict harvest of prey by manipulation of hunting and trapping seasons may help to restore a more balanced predator:prey ratio and reduce predation pressure on marmots. Individual predators will be removed if evidence reveals that they are targeting specific colonies.

D. Fundraising and communications

The Recovery Project faces increasing financial challenges as the scale of recovery efforts changes from that of a research project to that of an implemented recovery project. Five-year projected costs of $3.75 million require development of substantial new fundraising capabilities, and communications are at the heart of these.

1. Fundraising

For revenues, a complex partnership involving government, business, and public support must be structured. The $1.5 million target for revenues to be raised publicly will require a sophisticated fundraising campaign.

a. Prime funders

A syndicate of government ministries and forest companies must be negotiated to provide full five-year funding as the financial safety net. We believe that it would be irresponsible to begin large-scale captive breeding without securing a minimum five-year funding commitment. The extent of prime funder payments towards revenue requirement will depend on the success of complementary public fundraising efforts.

b. Secondary funders

Potential success of public fundraising cannot be presumed. Market feasibility must be determined by professional testing. Soliciting contributions from targeted and general public audiences can be done in a variety of ways. A project with negligible public profile cannot expect to successfully attract public gifts until it has established a positive public profile at a threshold level. Significant marketing research must be conducted in years 1 and 2.

The popular "adoption" program will be continued, but the increasing scale of the program requires redesign of materials, process, and donor "fulfilment" practices.

2. Communications

Communications plans and fundraising plans are interdependent. Communications objectives are to provide primary funders with appropriate recognition and raise public awareness of Vancouver Island marmots in support of direct-response public fundraising.

a. Communications plan

A communications plan will be developed following assessment of baseline test results (focus groups, telephone surveys, and test mailings) and perceived feasibility of public funds solicitation. The potential of communications vehicles such as posters, brochures, fact sheets, and radio, TV, and print media will be assessed in light of communication objectives determined through market research.

E. Management issues

As the project is implemented, proper handling of management and administrative matters becomes as critical to success as good science. Effective management and sound financial stewardship are essential to maintaining the support of funding partners and organizations.

The roles and responsibilities of committees and organizations responsible for recovery efforts need to be adjusted to reflect a growing public profile, increasing funds to manage, complex activities to coordinate, and the deadlines and deliverables expected by funding organizations and partners. This new operating environment will demand more clearly defined roles, responsibilities, and accountabilities among the various organizations involved. Professionally planned and executed budgets and a refined accounting and financial management reporting system will also be required to properly implement the plan.

1. Project management

a. Vancouver Island Marmot Recovery Team

The Recovery Team is the scientific committee established under RENEW (Recovery of Nationally Endangered Wildlife) and MELP (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks). The latter agency has legal authority for management of *M. vancouverensis* under the *Wildlife Act*. Under the chairmanship of MELP, the Recovery Team will continue to be responsible for developing and updating the recovery plan, advising other bodies on the implications of various actions on marmot recovery, and reviewing all documents associated with marmot recovery.

The Recovery Team is not a legal entity and therefore lacks the ability to enter into contracts and financial transactions with other organizations. To date, the Recovery Team has essentially functioned as a board of directors that governed the overall direction of recovery actions, while remaining largely divorced from day-to-day management decisions. These, in turn, were largely handled within respective member agencies and organizations.

The growing scale of recovery activities has forced realization that this structure is no longer adequate. Accordingly, many of these responsibilities will be transferred to the newly established Marmot Recovery Foundation. This body will essentially serve as the "implementation arm" of the Recovery Team.

This organizational structure recognizes the Recovery Team as the fundamental authority behind the project. The Recovery Team will continue to be responsible for providing annual operational plans and research priorities. Direct connection will be retained between the Marmot Recovery Foundation and the Recovery Team by having some members that serve on both organizations.

Recent additions to the Recovery Team reflect an increase in public profile, workload, and need for specialized biological expertise (e.g., disease and captive breeding). Further work is required in structuring the Recovery Team to include working groups and/or subcommittees with explicit responsibilities and reporting structures. In particular, the Recovery Team will engage external scientific advisors to help develop and evaluate research proposals and to provide independent peer review of results.

b. Marmot Recovery Foundation

The Marmot Recovery Foundation has been established and incorporated under the *British Columbia Society Act* to produce an entity responsible for coordinating and administering recovery actions for the Vancouver Island marmot (Appendix 7).

The purpose of this Foundation is to fund, facilitate, promote, and carry out activities necessary to assist and enhance the survival of this species. As a registered charity, it can receive donations of funds and property and invest and distribute these assets as appropriate. The Foundation can enter into contracts, hire employees, purchase or lease property, and incur debt as necessary for its purposes. Directors of the Foundation are selected for the strengths and skills required in a charitable organization (e.g., administration, fundraising, communications, politics, finance, and law).

Eventually, two permanent positions will report directly to the Marmot Recovery Foundation. The Project Manager will be responsible for overseeing implementation of the recovery plan, developing and implementing operational

plans and budgets, and being responsible for day-to-day management decisions. The Chief Scientist will be responsible for developing and implementing research projects, maintaining appropriate data standards, evaluating the scientific basis of proposed recovery actions, and communicating results to the Recovery Team, the scientific community, and the public.

The Marmot Recovery Foundation will provide the strong financial stewardship and efficient project management essential to wring the best value out of contributors' funds and to meet participants' expectations for fiscal accountability. Activities and funds currently being handled by various members of the Recovery Team will be consolidated under the Marmot Recovery Foundation's financial system.

c. Friends of the Vancouver Island Marmot

The Friends of the Vancouver Island Marmot or "blue-ribbon committee" is an organization appointed by, and reporting to, the B.C. Minister of Environment, Lands and Parks. Its role is to assist the Recovery Team and the Marmot Recovery Foundation in promoting public awareness and fundraising activities. Members are selected based on their high public profile, communications skills, and interest in conservation issues.

Section III
Implementation schedule

Type	Activity	1998	1999	2000	2001	2002
A) Population restoration						
Captive breeding						
A1a	Zoo-based programs	expansion	expansion	expansion	maintain	maintain
A1b	Vancouver Island facility	planning	planning	construct	operational	
Reintroductions						
A2a	Experimental reintroductions	none	none	none	none	?
A2b	Operational reintroductions	none	none	none	planning	operational?
Planning						
A3a	Captive breeding plan		completed			
A3b	Reintroduction plan		begins	in prep.	completed	
A3c	Contingency plan		completed			
B) Monitoring and research						
Population monitoring						
B1a	Nonintensive population counts	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
B1b	Intensive mark–recapture	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
B1c	Radiotelemetry	ongoing	ongoing	?	?	?
Research						
B2a	Disease, parasites, and health	begins	ongoing	ongoing	?	?
B2b	Habitat	?	begins	ongoing	completion	?
B2c	Nutrition	?	begins	ongoing	completion	?
B2d	Behaviour	?		begins	ongoing	completion
B2e	Genetics	?	begins	ongoing	completion	
C) Habitat protection and manipulation						
Protection						
C1a	Haley Lake Ecological Reserve	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
C1b	Other habitats	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
Manipulation						
C2a	Clearcut habitats	none	none	none	none	none
C2b	Natural meadows	planning	?	?	?	?
C2c	Predator–prey management	?	?	?	?	?
D) Fundraising and communications						
Fundraising						
D1a	Prime funders	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
D1b	Secondary funders	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
Communications						
D2a	Communications plan	planning	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
E) Management issues						
Project management						
E1a	Vancouver Island Marmot Recovery Team	planning	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
E1b	Marmot Recovery Foundation	planning	ongoing	ongoing	ongoing	ongoing
E1c	Friends of the Vancouver Island Marmot	planning	ongoing	?	?	?

Section IV
Literature cited

Arnold, W. 1990*a*. The evolution of marmot sociality: I. Why disperse late? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27: 229–237.

Arnold, W. 1990*b*. The evolution of marmot sociality: II. Costs and benefits of joint hibernation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27: 239–246.

Arnold, W. 1992. Social evolution and obligatory group hibernation in marmots. Pages 41–54 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, and E. Macchi (Editors): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. University of Turin (Turin, Italy). 268 pp.

Arnold, W. 1993. Energetics of social hibernation. Pages 65–80 *in* C. Carey, G.L. Florant, B.A. Wunder, and B. Horwitz (Editors): *Life in the cold: ecological, physiological, and molecular mechanisms*. Westview Press (Boulder, CO). 214 pp.

Barash, D.P. 1973. The social biology of the Olympic marmot. *Animal Behavior Monographs* 6: 171–245.

Barash, D.P. 1989. *Marmots: social behavior and ecology*. Stanford University Press (Stanford, CA). 360 pp.

Bergerud, A.T. 1983. Prey switching in a simple ecosystem. *Scientific American* 249: 130–141.

Blumstein, D.T., J.C. Daniel, and A.A. Bryant. In prep. Antipredator behavior of Vancouver Island marmots: using congeners to evaluate abilities of a critically endangered mammal. Manuscript.

Brown, J.H. and A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.

Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). M.E.Des. thesis, University of Calgary (Calgary, AB). 101 pp.

Bryant, A.A. 1993. Locations of potential Vancouver Island marmot habitats within Strathcona Provincial Park. Unpublished report to B.C. Parks (Parksville, BC). 7 pp. and 6 maps.

Bryant, A.A. 1995. Unsuccessful searches for Vancouver Island marmots, 1972–1994. Unpublished report to the Vancouver Island Marmot Recovery Team (Nanaimo, BC). 8 pp.

Bryant, A.A. 1996*a*. Reproduction and persistence of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats. *Canadian Journal of Zoology* 74: 678–687.

Bryant, A.A. 1996*b*. Demography of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and clearcut environments. Pages 157–168 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, and L. Le Guelte (Editors): *Biodiversity in marmots*. International Marmot Network (Moscow-Lyon). 276 pp.

Bryant, A.A. 1997. Updated status of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (Ottawa, ON). 21 pp.

Bryant, A.A. 1998. Metapopulation ecology of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). Ph.D. dissertation, University of Victoria (Victoria, BC). 125 pp.

Bryant, A.A. and D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 667–677.

Bryant, A.A., D.W. Janz, M.C. deLaronde, and D.D. Doyle. In press (*a*). Recent Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) population changes. *Proceedings, Third Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russia, 25–30 August 1997).

Bryant, A.A., H.M. Schwantje, and N. deWith. In press (*b*). Disease and unsuccessful reintroduction of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). *Proceedings, Third Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russia, 25–30 August 1997).

Cunningham, A.A. 1996. Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10: 349–353.

Demarchi, D.A., L. Bonner, L. Lacelle, S. Moss, and B. von Sacken. 1996. Biophysical analysis of Vancouver Island marmot habitat. Unpublished report to B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks (Victoria, BC). 21 pp.

Dimitriev, A.V., M.N. Leontieva, I.B. Abrakhina, M.A. Barmin, A.Yu. Isaev, V.A. Kuvshinov, V.G. Marphin, Z.N. Plechova, and R.I. Shiyan. 1992. Modern state and prospects of reacclimatization of the bobac (*Marmota bobac* Müll) in the Volga region. Pages 27–44 *in* V.Yu. Rumiantsev (Editor): *Actual problems of marmots investigation*. Russian Academy of Science (Moscow).

Farand, E., D. Allaine, and J. Coulon. In press. Survival of the alpine marmot (*Marmota marmota*): a capture–recapture study of the population from La Saussiere, France. *Proceedings, Third Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russia, 25–30 August 1997).

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, and C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477–480.

Groombridge, B. and G. Mace. 1994. *The 1994 list of threatened animals.* International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Gland, Switzerland). 286 pp.

Harestad, A.S. and G.W. Jones. 1981. Use of night counts for censusing black-tailed deer on Vancouver Island. Pages 83–96 *in* F.L Miller, A. Gunn, and S.R. Hieb (Editors): *Symposium on census and inventory methods for populations and habitats*. University of Idaho (Moscow, ID). 220 pp.

Heard, D.C. 1977. The behaviour of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). M.Sc. thesis, University of British Columbia (Vancouver, BC). 129 pp.

Hyntka, J. 1990. Strathcona Park master plan background report. Unpublished report to B.C. Parks (Victoria, BC). 186 pp.

Janz, D., C. Blumensaat, N.K. Dawe, B. Harper, S. Leigh-Spencer, W. Munro, and D. Nagorsen. 1994. National recovery plan for the Vancouver Island marmot. Report No. 10. Recovery of Nationally Endangered Wildlife Committee (Ottawa, ON). 32 pp.

Kuramoto, R.T. and L.C. Bliss. 1970. Ecology of subalpine meadows in the Olympic Mountains, Washington. *Ecological Monographs* 40: 317–347.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.

Laroque, C.P. 1998. Tree invasion in subalpine Vancouver Island marmot meadows. Unpublished report to the B.C. Environmental Research Scholarship Committee (Victoria, BC). 36 pp.

Lertzman, K., D. Gavin, D. Hallett, L. Brubaker, D. Lepfosky, and R. Mathewes. 1998. Long-term fire histories and the dynamics of wet coastal forests. Pages 93–94 *in* J.A. Trofmyow and A. MacKinnon (Editors): *Structure, processes and diversity in successional forests of coastal British Columbia*. Canadian Forest Service (Victoria, BC). 151 pp.

Mace, T.F. and C.D. Shepard. 1981. Helminths of a Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis*, with a description of *Diandrya vancouverensis* sp. Nov. (Cestoda: Anoplocephalidae). *Canadian Journal of Zoology* 59: 790–792.

Milko, R.J. 1984. Vegetation and foraging ecology of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). M.Sc. thesis, University of Victoria (Victoria, BC). 127 pp.

Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu, and G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island marmot: status and management plan. B.C. Ministry of Environment Wildlife Bulletin B-39 (Victoria, BC). 24 pp.

Nebel, D. and R. Franc. 1992. Introduction of the marmot (*Marmota marmota*) into the Mont-Vallier nature reserve and the history of its subsequent colonisation, 1961–1991. Pages 253–256 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, and E. Macchi (Editors): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. University of Turin (Turin, Italy). 268 pp.

Preleuthner, M., W. Pinsker, L. Kruckenhauser, W.J. Miller, and H. Prosl. 1995. Alpine marmots in Austria: the present population structure as a result of the postglacial distribution history. *Acta Theriologica* Supplement 3: 87–100.

Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652–661.

Ramousse, R., J.P. Martinet, and M. Le Berre. 1992. Twenty years of re-introduction policy of alpine marmots from the national park of La Vanoise. Pages 171–177 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Callo Orsi, and E. Macchi (Editors): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. University of Turin (Turin, Italy). 268 pp.

Rochefort, R.M., R.L. Little, A. Woodward, and D.L. Peterson. 1994. Changes in the tree-line distribution in western North America: a review of climatic and other factors. *The Holocene* 4: 89–100.

Rumiantsev, V.Yu. and I.V. Rymalov. 1998. Captive breeding of marmots in the former Soviet Union. Unpublished report to the Vancouver Island Marmot Recovery Team (Nanaimo, BC). 20 pp.

Rymalov, I.V. 1996. Hibernation and breeding of *Marmota bobac*. Pages 203–208 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, and L. Le Guelte (Editors): *Biodiversity in marmots*. International Marmot Network (Moscow-Lyon). 276 pp.

Rymalov, I.V. and A.Y. Maximov. 1992. Hibernation of marmots in captivity. Pages 63–66 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, and E. Macchi (Editors): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. University of Turin (Turin, Italy). 268 pp.

Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox, and D.W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493–504.

Sinclair, A.R.E., C.J. Krebs, and J.N.M. Smith. 1982. Diet quality and food limitation in herbivores: the case of the snowshoe hare. *Canadian Journal of Zoology* 60: 889–897.

Snyder, N.F.R., S.E. Koenig, J. Koschmann, H.A. Snyder, and T.B. Johnson. 1994. Thick-billed parrot releases in Arizona. *Condor* 96: 845–862.

Steppan, S.J., M.R. Akhverdyan, E.A. Lyapunova, D.G. Fraser, N.N. Vorontsov, R.S. Hoffmann, and M.J. Braun. In press. Molecular phylogeny of the marmots (Rodentia: Sciuridae): Tests of evolutionary and biogeographic hypotheses. *Systematic Biology*.

Thorp, C.R., P.K. Ram, and G.L. Florant. 1994. Diet alters metabolic rate in the yellow-bellied marmot (*Marmota flaviventris*) during hibernation. *Physiological Zoology* 67: 1213–1229.

Tokarsky, V.A. 1996. Biology, behaviour and breeding black-capped marmots (*Marmota camtschatica* Pall.) in captivity. Pages 257–260 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, and L. Le Guelte (Editors): *Biodiversity in marmots*. International Marmot Network (Moscow-Lyon). 276 pp.

Van Vuren, D. and K.B. Armitage. 1991. Duration of snow cover and its influence on life-history variation in yellow-bellied marmots. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1755–1758.

Vitousek, P.M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. Pages 181–189 *in* E.O. Wilson (Editor): *Biodiversity*. National Academy Press (Washington, DC). 521 pp.

Wilson, D.E. and D.M. Reeder. 1993. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press (Washington, DC). 1206 pp.

Section V
Appendices

Appendix 1
Survey effort and probable count success at known marmot colonies, 1972–1998

Year	Number of colonies counted	Total number of counts	Number of juvenile counts*	Number of adults seen	Number of juveniles seen	Effective counts per colony	Probable success rate
1972	2	4	4	13	0	2.0	0.66
1973	6	11	9	18	8	1.8	0.64
1974	7	19	12	35	7	2.7	0.71
1975	1	1	1	5	8	1.0	0.54
1976	3	3	2	11	0	1.0	0.54
1977	2	3	3	12	0	1.5	0.61
1978	4	5	5	19	7	1.3	0.58
1979	14	20	4	51	2	1.4	0.60
1980	18	41	35	63	41	2.3	0.68
1981	19	50	27	105	34	2.6	0.71
1982	30	99	58	148	24	3.3	0.75
1983	30	80	47	140	23	2.7	0.71
1984	37	101	73	167	68	2.7	0.71
1985	25	38	14	108	31	1.5	0.61
1986	34	113	73	150	40	3.3	0.75
1987	17	35	15	57	5	1.2	0.57
1988	16	47	22	69	36	1.6	0.62
1989	15	41	17	97	13	1.1	0.55
1990	9	18	18	48	5	1.0	0.54
1991	7	24	21	38	18	1.3	0.59
1992	18	64	51	90	11	1.5	0.61
1993	32	126	84	86	34	1.6	0.62
1994	32	130	81	97	64	2.1	0.67
1995	41	162	75	86	19	2.5	0.70
1996	41	234	117	72	31	4.1	0.78
1997	36	242	109	71	11	4.2	0.79
1998	40	227	109	50	21	3.9	0.78
mean	20.8	74.4	41.9			2.1	0.7
SD	13.8	73.7	37.9			1.0	0.1

* Denotes counts made after 1 July, when juveniles first emerge.

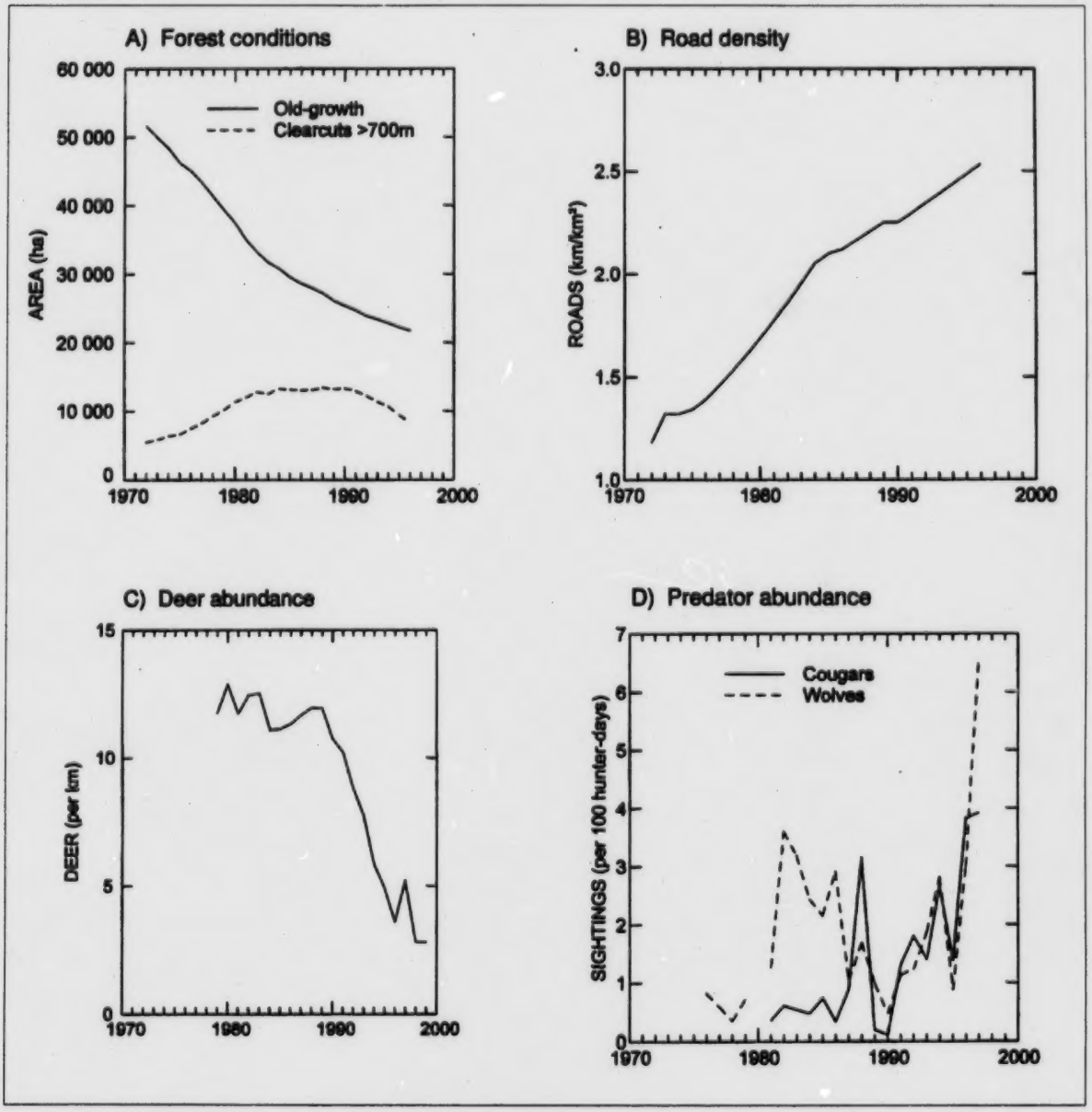
Appendix 2a
Nearest colony-neighbour distances for marmot colonizations and random sites. Distances for actual colonizations were measured to the nearest occupied colony in natural subalpine habitat known to be extant at that time. Random clearcuts were selected of appropriate age (0–15 years) and elevation (>700 m) to represent colonization events if all locations were equally accessible by marmots.

	N	Mean nearest-colony distance (km)	SD	*t*	df	*P* value
Actual colonizations	10	1.40	1.46	–5.29	35	<0.001
Virtual colonizations	30	5.47	3.37			

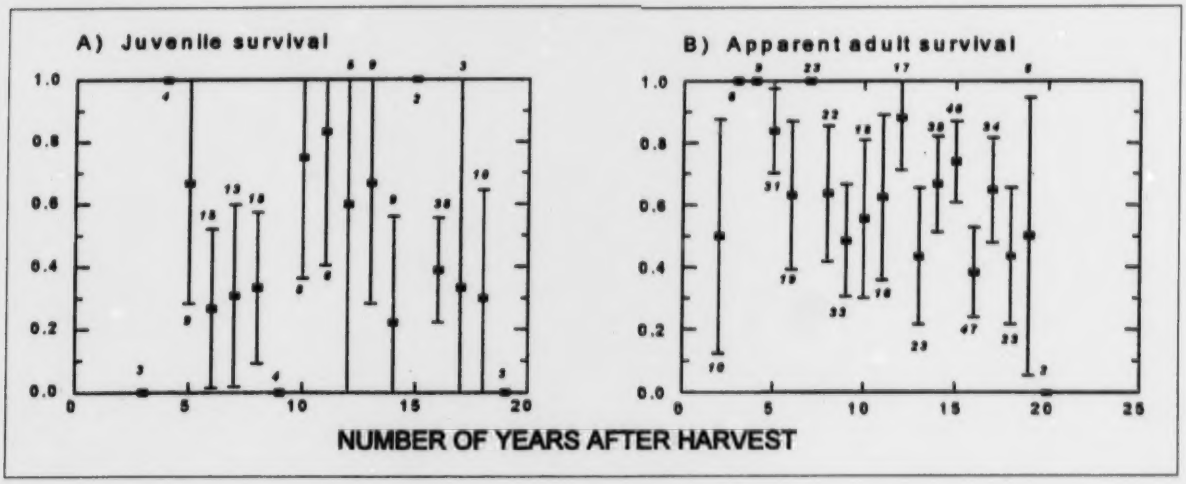
Appendix 2b
Effect of increasing isolation on apparent marmot survival. Logistic regression indicated that "apparent" adult survival was negatively associated with increased isolation, but juvenile survival was not. This supports the hypothesis that peripheral colonies receive fewer immigrants.

		Effect of isolation on survival			
	N	Odds ratio	Coefficient	Rho^2	*P* value
Adult survival + net immigration	1144	0.960	–0.041	0.070	0.002
Juvenile survival	334	1.018	0.018	0.009	0.483

Appendix 3
Temporal trends in landscape conditions and predator–prey abundance. Data are A) hectares of old-growth forest and potential clearcut marmot habitats (clearcuts above 700 m in elevation and 0–15 years old), B) road density (in linear km of road per km²), C) deer abundance (numbers per km), and D) wolves and cougars seen by hunters (numbers per 100 deer hunter-days). Updated from Bryant (1998).



Appendix 4a
Effect of increasing clearcut age on marmot survival. Data are mean and 95% confidence survival estimates based on consecutive annual counts of juveniles (A) and ear-tagged adults (B). From Bryant (1998).



Appendix 4b
Logistic regression of survival against age of regenerating clearcuts. Results indicate a significant effect for adults but not for juveniles. For adults, the magnitude of the effect was small (i.e., an odds ratio close to 1.0) but highly significant. From Bryant (1998).

	Effect of clearcut age on survival				
	N	Odds ratio	Coefficient	Rho^2	*P* value
All juveniles (tagged and untagged)	157	0.978	–0.022	0.002	0.532
Nonintensive adult survival (counts)	284	0.910	–0.094	0.035	0.000
Tagged adults (intensively studied)	121	0.911	–0.093	0.025	0.002

Appendix 5
Timing of last observation of ear-tagged marmots. Data are from 97 tagged adults and yearlings that disappeared for at least one active season. Last observation was not independent of habitat type ($\chi^2 = 12.3$ with 4 df, $P < 0.025$). Adult disappearances in clearcuts appear to be more concentrated in late summer, suggesting winter mortality. From Bryant (1998).

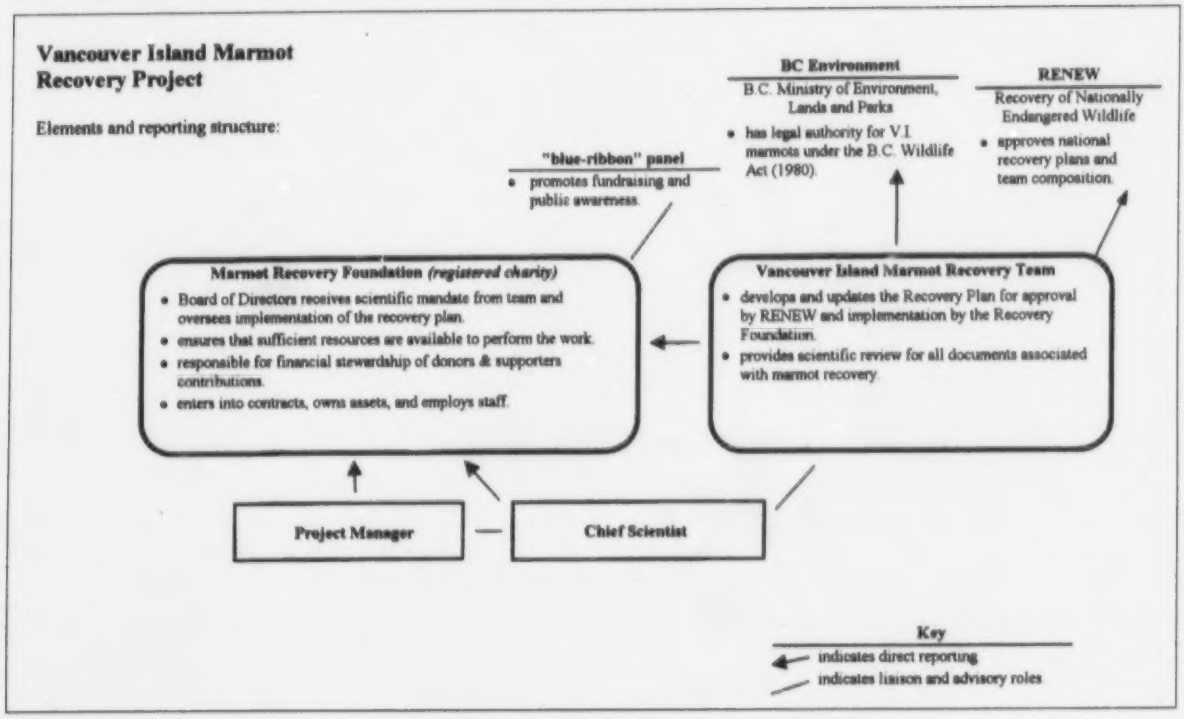
Habitat type	May	June	July	August	September	Totals
Natural colonies	12	9	2	9	14	46
Clearcut colonies	7	4	10	19	11	51
Totals	19	13	12	28	25	

Appendix 6
Effect of weather variables on marmot survival in natural and clearcut habitats. All logistic regressions were highly significant but explained only small amounts of the overall variation in survival (McFadden's *Rho* statistic <0.2).*

Test variable	Key to variables	Odds ratio	Coefficient	*P* value	Rho^2 statistic	Overall *P* value
Natural colonies						
Juveniles (n = 162 records)					0.118	<0.001
MAYTEMP	May–June average temperature	2.280	0.824	0.037		
MAYDAYS	May–June days with rainfall	1.443	0.367	0.000		
SUMDAYS	July–August days with rainfall	1.683	0.521	0.021		
SNOEARLY	December–February snowpack	0.956	–0.045	0.003		
SNOWJUN1	June snowpack (next spring)	0.992	–0.008	0.011		
SNOWJUN	June snowpack (current year)	1.026	0.026	0.057		
Adults (n = 638 records)					0.038	<0.001
ASPECT	Aspect (exposed)	1.666	0.510	0.075		
MAYTEMP	May–June average temperature	1.374	0.318	0.000		
MAYRAIN	May–June cumulative rainfall	0.462	–0.772	0.002		
MAYDAYS	May–June days with >5 mm rainfall	1.337	0.290	0.000		
SNOEARLY	December–February snowpack	0.993	–0.007	0.003		
SNOWJUN1	May–June snowpack (next spring)	1.002	0.002	0.069		
SNOWJUN	May–June average snowpack	1.006	0.006	0.004		
Clearcut colonies						
Juveniles (n = 142 records)					0.056	0.029
MAYDAYS	May–June days with >5 mm of rainfall	1.301	0.263	0.037		
SUMRAIN	July–August rainfall	9.268	2.227	0.032		
SUMDAYS	July–August days with >5 mm of rainfall	0.516	–0.662	0.059		
SNOEARLY	December–February snowpack	0.987	–0.013	0.080		
Adults (n = 388 records)					0.055	<0.001
MAYTEMP	May–June average temperature	1.211	0.191	0.034		
MAYRAIN	May–June cumulative rainfall	0.260	–1.020	0.002		
MAYDAYS	May–June days with rainfall	1.232	0.209	0.006		
SUMRAIN	July–August cumulative rainfall	0.325	–1.123	0.001		
SUMDAY	July–August days with >5 mm of rainfall	1.422	0.352	0.005		
SNOEARLY	December–February snowpack	1.004	0.004	0.086		

* The regression model statement was Survival = Elevation + Aspect + Mayrain + Maydays + Maytemp + Sumrain + Sumtemp + Sumdays + Snowjun + Snowjun1 + Snoearly.

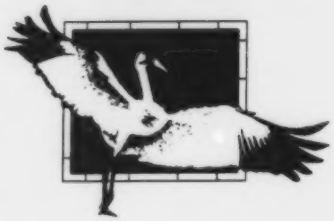
Appendix 7
Recommended Vancouver Island Marmot Recovery Project structure



Previous RENEW Reports

1.	Canadian Whooping Crane Recovery Plan	December 1987
2.	*Anatum* Peregrine Falcon Recovery Plan	October 1988
3.	National Recovery Plan for the Baird's Sparrow	April 1993
4.	National Recovery Plan for the Roseate Tern	June 1993
5.	National Recovery Plan for the Greater Prairie-Chicken	October 1993
6.	National Recovery Plan for the Whooping Crane	January 1994
7.	National Recovery Plan for the Loggerhead Shrike	March 1994
8.	National Recovery Plan for the Marbled Murrelet	May 1994
9.	National Recovery Plan for the Gaspésie Caribou	November 1994
10.	National Recovery Plan for the Vancouver Island Marmot	December 1994
11.	National Recovery Plan for the Ferruginous Hawk	December 1994
12.	National Recovery Plan for the Harlequin Duck in Eastern North America	March 1995
13.	National Recovery Plan for the Burrowing Owl	April 1995
14.	National Recovery Plan for the Newfoundland Marten	August 1995
15.	National Recovery Plan for the Swift Fox	April 1996
16.	National Recovery Plan for the Blanchard's Cricket Frog	March 1997
17.	National Recovery Plan for the Henslow's Sparrow	August 1997
18.	National Recovery Plan for Blandings Turtle (*Emydoidea blandingii*) Nova Scotia population	January 1999

Recovery of Nationally Endangered Wildlife



In 1988, the Wildlife Ministers' Council of Canada endorsed a new strategy to rescue wildlife species at risk of extinction and to prevent other species from becoming at risk. Called RENEW (the acronym for Recovery of Nationally Endangered Wildlife), the strategy brings together all agencies, organizations, and interested individuals to work as a team for the recovery of wildlife at risk. RENEW focuses on those species or populations that have been designated as extirpated, endangered, or threatened by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC). The responsible jurisdictions establish a National Recovery Team of experts for each species to produce a recovery plan, which then becomes the basis for a recovery program carried out by the responsible governments in cooperation with universities, non-government organizations, businesses, and private citizens.

RENEW gratefully acknowledges the assistance of the Canadian Wildlife Service of Environment Canada in producing this report.

Environment Canada | Environnement Canada

Canadian Wildlife Service | Service canadien de la faune

ENVIRONMENTAL CHOICE · CHOIX ENVIRONNEMENTAL

Over 50% recycled paper including 10% post-consumer fibre.

Rapport RESCAPÉ n° 19 **Mai 2000**

Plan national de rétablissement de la

MARMOTTE DE L'ÎLE VANCOUVER

(Marmota vancouverensis)

Édition 2000

Rétablissement des espèces canadiennes en péril

Vous pouvez obtenir des exemplaires de cette publication auprès du :

Secrétariat du RESCAPÉ
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Téléphone : 819-953-1410
Télécopieur : 819-994-3684

Courriel: RENEW-RESCAPE@ec.gc.ca

Site Web du Rétablissement :
français: http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/recoveff.html
English: http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/recovef.html

Illustration de la couverture : *Marmotte de l'île Vancouver* par Cheryl Goode ©.

Also available in English under the title
National recovery plan for the Vancouver Island Marmot : 2000 update

N° de catalogue CW69-11/19-2000F
ISBN 0-662-84380-0
©Rétablissement des espèces canadiennes en péril, 2000
Le contenu (à l'exception de l'illustration de la couverture) peut être utilisé sans permission, mais en prenant soin d'indiquer la source.

Rapport RESCAPÉ n° 19 **Mai 2000**

Plan national de rétablissement de la

MARMOTTE DE L'ÎLE VANCOUVER

(Marmota vancouverensis)

Édition 2000

préparé par

*Doug W. Janz, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Section régionale de la faune**
Andrew A. Bryant, Fondation de rétablissement de la marmotte
*Neil K. Dawe, Environnement Canada, Service canadien de la faune**
Helen Schwantje, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Direction générale de la faune
*Bill Harper, B.C. Wildlife Federation**
*Dave Nagorsen, Royal British Columbia Museum**
Don Doyle, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Section régionale de la faune
Mike deLaronde, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Service des agents préposés à la conservation
*Dave Fraser, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Direction générale de la faune**
*Dave Lindsay, TimberWest Forest Ltd.**
*Sally Leigh-Spencer, Federation of B.C. Naturalists**
*Ron McLaughlin, MacMillan Bloedel**
*Rik Simmons, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Division des parcs**

pour l'Équipe de rétablissement

*Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver

L'auteur principal de ce document est le président de l'Équipe de rétablissement. Au moment de la préparation du présent document, marqués d'un astérique, plus John Carnio du zoo de Toronto.

Approuvé : _____ Doug Dryden, directeur
Direction générale de la faune
Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs
Gouvernement de la Colombie-Britannique

Date : _____

Avertissement

Le présent document a été préparé pour le comité RESCAPÉ par l'Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver dans le but de définir les mesures nécessaires pour protéger et rétablir cette espèce. Il ne reflète pas nécessairement l'opinion des personnes qui ont participé à la préparation du plan ni le point de vue officiel des organismes avec lesquels collaborent les membres de l'équipe. Les buts, les objectifs et les mesures de rétablissement présentés ici sont formulés au meilleur des connaissances des auteurs et assujettis aux changements pouvant résulter de données et d'objectifs nouveaux. Nous reconnaissons que la mise en oeuvre de ce plan dépendra des crédits, des priorités et des restrictions budgétaires imposés par les administrations et les organismes qui y participent.

Remerciements

Le Plan de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver reflète les données, les attitudes et les opinions fournies par tous les membres de l'Équipe et par les autres personnes associées au projet. M. Ken Armitage et quatre autres personnes ont effectué un examen scientifique indépendant du plan mis à jour.

Le financement pour la mise en oeuvre de la première étape du plan quinquennal de rétablissement et de planification (1993 à 1998) provient de plusieurs sources. Parmi les principales, citons le Forest Renewal B.C., l'Habitat Conservation Trust Fund, le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, le Fonds mondial pour la nature (Canada), la Forest Alliance of B.C., la TimberWest Ltd. et la Macmillan Bloedel Ltd. Bon nombre de particuliers et d'organisations non gouvernementales ont également offert des dons au projet de rétablissement. Nous souhaitons leur exprimer toute notre reconnaissance.

Niveaux de précarité

Dénifition des termes du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (nouvelle terminologie de 2000).

DISPARUE — toute espèce qui n'existe plus.
DISPARUE AU CANADA — toute espèce qui n'est plus présente à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
EN VOIE DE DISPARITION — toute espèce exposée à une extinction ou à une disparition imminente.
MENACÉE — toute espèce susceptible de devenir en danger de disparition si les facteurs limitants auxquels elle est exposée ne sont pas supprimés.
PRÉOCCUPANTE (antérieurement « vulnérable » — toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.

Données de catalogage avant publication (Canada)

Vedette principale en titre :

Plan national de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (*Marmota vancouverensis*)

Édition 2000
(Rapport Rescapé; no. 19)
"Rétablissement des espèces canadiennes en péril"
Publ. aussi en anglais sous le titre : National Recovery Plan for the Vancouver Island marmot.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-84380-0
No. de catalogue CW69-11/19-2000F

1. Marmotte de l'île Vancouver.
2. Marmottes – Colombie-Britannique – Île de Vancouver.
3. Faune – Protection – Colombie-Britannique.
I. Janz, Doug.
II. Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (C.-B.)
III. RESCAPÉ (Canada)
IV. Service canadien de la faune.
V. Coll.

QL737. R68N37 2000 333.95'9366'09711 C00-980220-7

Table des matières

Résumé du plan de rétablissement révisé 5

Section I
Introduction, histoire de l'espèce et évaluation de sa situation
1. Introduction 8
2. Évaluation de la situation actuelle de la marmotte de l'île Vancouver 8
   A. Facteurs qui influencent la vulnérabilité et qui contribuent à cette situation 8
      1. Considérations démographiques 8
      2. Considérations environnementales 11
   B. Rôle dans l'écosystème et interactions avec les êtres humains 15
      1. Considérations écologiques 15
      2. Considérations sociopolitiques 15
   C. Potentiel de rétablissement 16
      1. Examen des principales menaces 16
      2. Efforts actuels pour la protection des habitats 18
      3. Degré nécessaire pour la protection de l'habitat 18

Section II
Rétablissement 20
1. But et objectifs du rétablissement 20
2. Stratégies 20
3. Révisions au plan de rétablissement de 1994 21
4. Mise en oeuvre révisée 21
5. Raison d'être 22
   A. Rétablissement de la population 22
      1. Reproduction en captivité 22
      2. Réintroductions 23
      3. Planification 23
   B. Surveillance et recherche 23
      1. Surveillance de la population 23
      2. Recherche 24
   C. Protection et manipulation de l'habitat 25
      1. Protection 25
      2. Manipulation 25
   D. Campagnes de financement et communications 26
      1. Campagnes de financement 26
      2. Communications 26
   E. Enjeux en matière de gestion 26
      1. Gestion du projet 27

Section III
Calendrier de mise en oeuvre 29

Section IV
Références 30

Section V
Annexes 33
Annexe 1. Enquêtes et succès probables des dénombrements dans les colonies connues de marmottes, de 1972 à 1998 33
Annexe 2a. Distances des colonies avoisinantes les plus près pour les colonisations de marmottes et des sites aléatoires 34
Annexe 2b. Effets de l'isolation accrue sur la survie apparente des marmottes 34
Annexe 3. Tendances temporelles des conditions de terrains et de l'abondance prédateurs-proies 35
Annexe 4a. Effets de l'âge accru des zones de coupe à blanc sur la survie des marmottes 36
Annexe 4b. Régression logistique de la survie par rapport aux zones de coupe à blanc en voie de reboisement 36
Annexe 5. Dernière observation des marmottes à l'oreille étiquetée 36
Annexe 6. Effets des variables climatiques sur la survie des marmottes dans les habitats naturels et dans les zones de coupe à blanc 37
Annexe 7. Structure recommandée du projet de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver 38

Liste des figures
Figure 1. Répartition historique (de 1990 à maintenant) et actuelle des marmottes de l'île Vancouver 9
Figure 2. Tendances démographiques des marmottes, de 1972 à 1998 10
Figure 3. Abondance probable de marmottes dans les habitats naturels et les zones de coupe à blanc, de 1972 à 1998 11
Figure 4. Effets des habitats sur les données démographiques 13
Figure 5. Taux de naissances et de survie chronologiques des marmottes 16

Résumé du plan de rétablissement révisé

L'objet du présent document est de réévaluer les buts, les objectifs et les tâches du Plan de rétablissement national initial (1994) de la marmotte de l'île Vancouver et de fournir un aperçu des changements nécessaires pour que la *Marmota vancouverensis* ne soit plus dans le catégorie « en voie de disparition ».

Le but premier du rétablissement des 400 à 600 marmottes dispersées en trois métapopulations sur l'île de Vancouver n'a pas changé et demeure justifiable pour des motifs géographiques, génétiques, démographiques et d'habitat.

De nouvelles données ont rendu plus claires la répartition et l'abondance passées et présentes de la marmotte. Les techniques d'inventaire sont maintenant au point, et l'état de la population de cet animal est bien connu, comparativement à la plupart des autres espèces en péril en Colombie-Britannique.

Au cours de la dernière décennie, on a assisté à une baisse d'environ 60 p. 100 de la population du « groupe central » au sud du bras Alberni. Les marmottes sont disparues de la métapopulation de l'ouest de Strathcona au cours des dernières décennies, et la métapopulation du plateau Forbidden n'est maintenant composée que de petites colonies sur le mont Washington. En 1998, on estimait que la population entière de l'espèce atteignait moins de 100 spécimens, dont plus de 50 p. 100 occupaient des habitats récemment déboisés. La structure spatiale des colonies a changé en raison du déboisement des forêts élevées (plus de 700 m). Il est probable que des colonies additionnelles vont continuer à se former et à être découvertes, mais il est peu probable que de grandes populations nous soient toujours inconnues.

Il n'est pas facile d'établir pourquoi les marmottes sont disparues des régions au nord du bras Alberni puisqu'il existe très peu de données historiques (de 1900 jusqu'à maintenant) sur ces populations. Parmi les facteurs ayant contribué à cette disparition, on trouve le climat, la prédation, les maladies, la chasse, les changements climatiques et un moins grand nombre de liens physiques entre les différentes aires de populations. Il existe très peu de preuves empiriques pour chacun de ces processus. Outre le fait que le reboisement postglaciaire a, en général, réduit la quantité d'habitats potentiels des marmottes, nous savons seulement que les disparitions ont eu lieu assez récemment.

Au sud du bras Alberni, l'exploitation des forêts a eu de très grandes incidences sur les populations. Les marmottes survivent moins bien dans les zones de coupe à blanc et l'exploitation des forêts a apparemment entravé les mouvements de dispersion en fournissant des lieux « faciles » d'habitat. Le résultat le plus important de l'exploitation des forêts a été de concentrer la population, augmentant ainsi les risques de mortalité provenant des autres facteurs.

Les prédateurs des marmottes sont les loups, les couguars et les aigles royaux. La télémesure indique que la prédation a eu un rôle important dans certaines colonies. L'incidence des parasites et des maladies infectieuses demeure imprécise, bien que la mortalité ait été associée à certaines infections parasitaires et bactériennes. En ce qui concerne la survie, les données sont cohérentes avec l'hypothèse de facteurs locaux de mortalité tels les maladies ou les habitudes de chasse de prédateurs individuels. Les travaux de marquage et de recapture révèlent que le plus grand nombre de décès se produit au cours de l'hibernation, notamment dans les zones de coupe à blanc. Le climat joue également un rôle, mais il n'explique qu'une petite partie de la variation des taux de survie. Rien n'indique que les taux de reproduction ont baissé. Les taux de survie sont plus faibles, et la fréquence des épisodes de mortalité élevée a augmenté.

Bien que nous ayons atteint la plupart des objectifs de recherche du plan de rétablissement de 1994, tel n'est pas le cas en ce qui concerne les objectifs visant la population.

On semble maintenant mieux comprendre la répartition démographique, les tendances et l'écologie. Les questions de santé représentent le plus important domaine de recherche qui se trouve toujours sans réponse. Bien que des progrès aient été réalisés dans la description des habitats potentiels de réintroduction de l'espèce, il est nécessaire de poursuivre le travail. Outre quelques exceptions, il n'est cependant pas nécessaire d'avoir recours à une protection additionnelle de l'habitat ou à une manipulation de l'habitat. L'expérience acquise sur l'île de Vancouver et ailleurs étaye l'idée que la réintroduction est un moyen réaliste de gestion de cette population. On a accompli de grands progrès en ce qui a trait une plus grande sensibilisation du public, au financement et au soutien politique.

Changements au plan de rétablissement de 1994

La plus grande partie du plan initial portait sur des activités conçues pour déterminer les tendances démographiques des populations et répondre à des questions écologiques fondamentales. Nous avons maintenant les réponses à plusieurs questions pertinentes. Il nous reste maintenant à relever le défi de la mise en œuvre du plan et à recueillir les fonds nécessaires pour ce faire.

Le plan de rétablissement mis à jour est fondé sur quatre hypothèses.

1. Il est peu probable que d'importantes nouvelles populations soient découvertes au nord du bras Alberni, bien que cette possibilité existe.
2. Il semble peu probable qu'au sud du bras Alberni les populations de marmottes se développent soudainement d'elles-mêmes.
3. Une autre expansion de la métapopulation des lacs Nanaimo, comme cela s'est produit au début des années 1980, n'entraînerait probablement pas une répartition géographique accrue (bien qu'elle donne à l'équipe de rétablissement des options additionnelles).
4. La reproduction en captivité combinée aux rétablissements représentent le meilleur espoir d'accroître les populations dans un délai raisonnable.

Au moins 7 des 14 espèces de marmottes de la planète (*M. bobac*, *M. baibacina*, *M. menzbieri*, *M. marmota*, *M. monax*, *M. flaviventris*, *M. broweri*) ont été élevées avec succès en captivité. Les réintroductions utilisant à la fois des marmottes élevées en captivité et des marmottes capturées ont bien fonctionné, même si certaines réintroductions individuelles n'ont pas réussi.

L'expérience acquise en Europe de l'Ouest indique que les réintroductions répétées sur une base annuelle de plus ou moins 20 spécimens fonctionneront. Les chiffres sur la biologie reproductive des marmottes suggèrent qu'il faudra maintenir de 40 à 80 marmottes en captivité pour une période de 5 à 15 ans.

Rétablissement : les cinq prochaines années

Au cours des cinq prochaines années, l'équipe de rétablissement devra consacrer beaucoup de temps dans de nombreux domaines.

A. Rétablissement de la population
1. Reproduction en captivité
   a. programmes dans les zoos
   b. installations sur l'île de Vancouver

2. Réintroductions
   a. Réintroductions expérimentales
   b. Réintroductions opérationnelles

3. Planification
   a. Plan de reproduction en captivité
   b. Plan de rétablissement
   c. Plan d'urgence

B. Surveillance et recherche
1. Surveillance de la population
   a. Dénombrement non intensif
   b. Programmes intensifs de marquage et de recapture
   c. Télémesure

2. Recherche
   a. Maladies, parasites et santé
   b. Habitat
   c. Nutrition
   d. Comportement
   e. Génétique

C. Protection et manipulation de l'habitat
1. Protection
   a. Réserve écologique du lac Haley
   b. Autres habitats

2. Manipulation
   a. Habitats dans les zones de coupe à blanc
   b. Prairies naturelles
   c. Gestion prédateurs–proies

D. Campagne de financement et communication
1. Campagne de financement
   a. Bailleurs de fonds principaux
   b. Bailleurs de fonds secondaires

2. Communications
   a. Plan de communications

E. Questions de gestion
1. Gestion de projet
   a. Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver
   b. Fondation de rétablissement de la marmotte
   c. Les Amis de la marmotte de l'île Vancouver

Comme l'avenir de *M. vancouverensis* est précaire étant donné le petit nombre d'animaux et leur répartition confinée, la question des fonds et du personnel pourrait limiter le succès éventuel des efforts de rétablissement. D'un point de vue écologique, il est probable que le rétablissement est faisable, mais il nécessitera d'importants investissements financiers en plus des efforts à déployer sur les plans politique et scientifique, ainsi qu'une structure organisationnelle révisée.

Section I
Introduction, histoire de l'espèce et évaluation de sa situation

1. Introduction

Il existe bon nombre de renseignements additionnels depuis la publication du plan quinquennal original de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (Janz et al. 1994). Certains éléments de ce plan ont été réalisés, des progrès ont été faits par rapport à d'autres éléments et certains demeurent inaccomplis. De plus, la recherche a soulevé de nouvelles questions qui devront y être incorporées.

Le présent document a pour but de :

1. résumer « l'état des connaissances » et de cerner les nouvelles questions qui se rattachent aux efforts prévus pour le rétablissement de la marmotte;
2. revoir les objectifs originaux de rétablissement ainsi que les stratégies entourant les tâches et cerner celles qui sont achevées, celles qui nécessitent des travaux additionnels et celles qui sont toujours valides, compte tenu de l'information actuelle;
3. fournir un cadre de travail pour la mise en œuvre de la prochaine étape des efforts de rétablissement.

La *Marmota vancouverensis* est une marmotte « alpine » typique à plusieurs égards. Elle est un animal très sociable et manifeste un comportement complexe (Heard 1977). Les femelles atteignent la maturité sexuelle entre trois et quatre ans. Celles-ci mettent rarement bas au cours d'années consécutives et sont pendant toute leur vie de faibles reproductrices (Bryant 1996*a*). Les marmottes sont un bon exemple de la dynamique des métapopulations : la population entière semble être composée de petites colonies qui parfois subissent l'extinction locale et la recolonisation (Bryant et Janz 1996). La dispersion est un aspect fondamental de l'écologie de la population.

En 1996, a été préparé un rapport à jour sur la situation de cette population (Bryant 1997) et, en 1997, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a réaffirmé que la *M. vancouverensis* devait être considérée en voie de disparition à l'échelle nationale.

2. Évaluation de la situation actuelle de la marmotte de l'île Vancouver

A. Facteurs qui influencent la vulnérabilité et qui contribuent à cette situation

1. Considérations démographiques

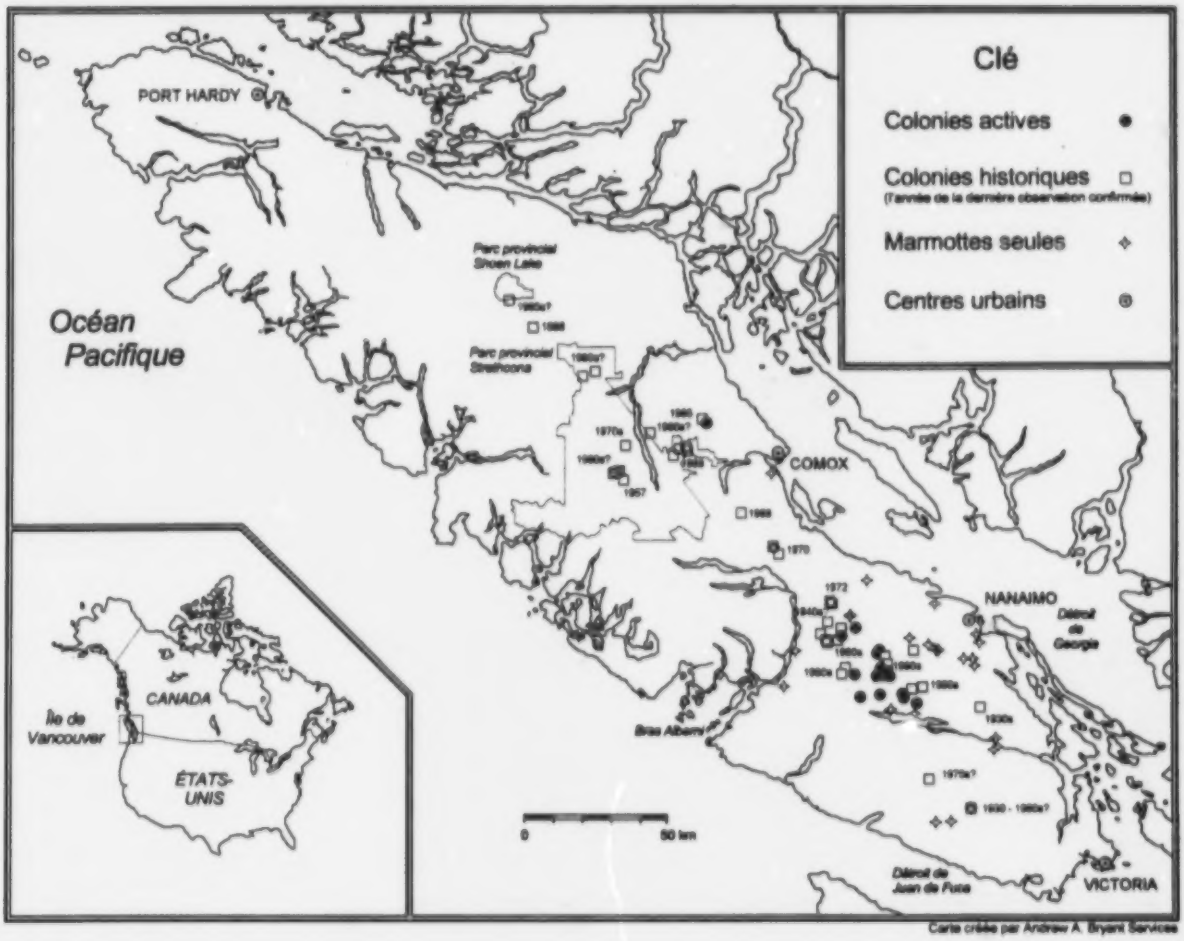
a. Situation de la population et répartition

Nous comprenons beaucoup mieux, ces dernières années, la situation de la population et sa répartition (Bryant et Janz 1996).

Il est peu probable que de grandes colonies nous soient toujours inconnues. La plupart des habitats potentiels des marmottes ont été découverts ces dernières années, la majorité de ces habitats ayant été visités à plusieurs reprises (Bryant 1995). On a consacré des efforts particuliers aux zones habitées depuis toujours par les marmottes dans le parc provincial Strathcona et dans les régions avoisinantes.

Les programmes de marquage d'oreille et les télémesures dans les colonies étudiées intensivement ont obtenu d'importants résultats. Le repérage d'animaux marqués dans ces colonies, où la taille de la population était connue de façon assez précise, a permis à Bryant et Janz (1996) d'évaluer la réussite des dénombrements de populations dans d'autres colonies. Les résultats indiquent qu'il faut plus de 9 visites répétées pour obtenir des tailles exactes de populations, mais que de deux à quatre dénombrements permettraient la découverte de 65 à 75 p. 100 des adultes réellement présents.

Figure 1
Répartition historique (de 1990 à maintenant) et actuelle des marmottes de l'île Vancouver



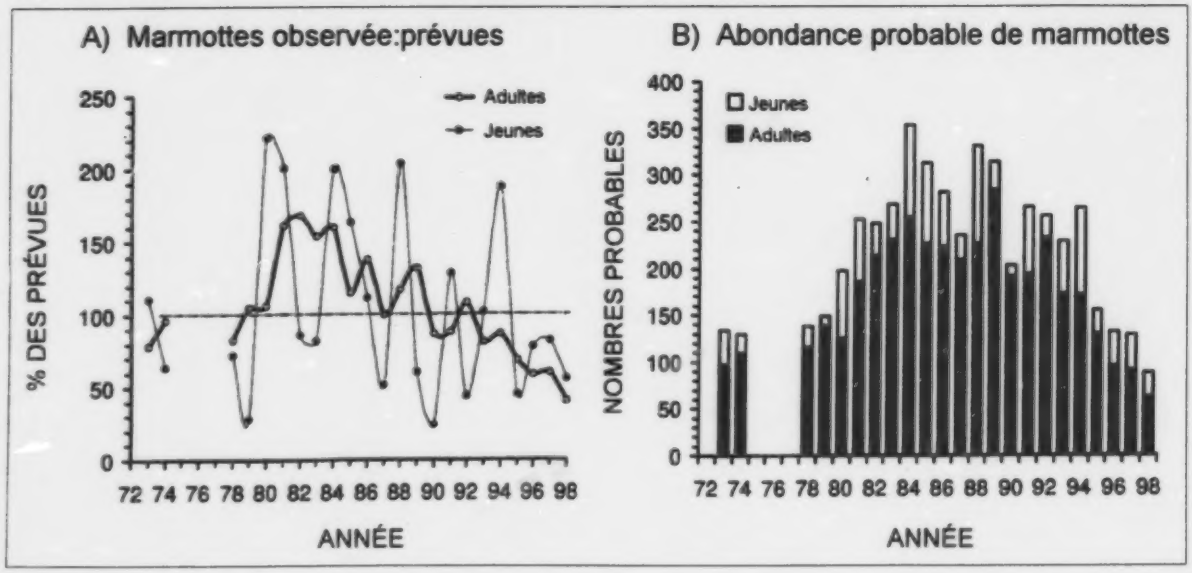
Les travaux d'inventaire effectués après 1992 ont pu profiter de la forte augmentation du financement, de l'homogénéité du personnel, de l'élaboration d'une base de données informatisée et d'une technologie améliorée de cartographie (système d'information géographique [SIG] ainsi que du système mondial de localisation [SML]). Plus récemment, la plupart des colonies ont été visitées plus de trois fois par année. Ce fait, combiné à des équipes beaucoup plus expérimentées, a probablement produit de meilleures estimations des populations (annexe 1).

b. Changements dans la répartition

La répartition géographique globale n'a pas changé ces dernières années bien qu'il y ait eu auparavant des changements sur plusieurs décennies (Fig. 1).

À l'exception de la colonie du mont Washington, toutes les colonies actives connues sont situées dans cinq bassins hydrographiques du sud et du centre de l'île de Vancouver (bassins hydrographiques de Nanaimo, de Cowichan, de Chemainus, de Nitinat et de Cameron). La population actuelle est toujours très localisée, 90 p. 100 se trouvant sur 150 km².

Figure 2
Tendances démographiques des marmottes, de 1972 à 1998. Les ratios observées:prévues (A) représentent le dénombrement maximum et les moyennes à long terme pour chaque site, utilisant seulement les sites dénombrés pour une année particulière. Les nombres probables de marmottes (B) ont été estimés en utilisant un facteur de correction fondé sur l'effort de dénombrement et en excluant les habitats dans les zones de coupe à blanc pour les années précédant la colonisation et en excluant les années pendant lesquelles moins de quatre sites ont été dénombrés. Tiré de Bryant (1998).



Malgré les efforts accrus de surveillance, seulement deux nouvelles colonies ont été découvertes au cours des années 1990. Les deux sont situées dans des habitats de zones de coupe à blanc (au mont Franklin et au lac Sherk) et représentent de réelles colonisations. De plus, on a découvert de nouvelles zones d'habitats naturels sur plusieurs montagnes, y compris le mont Washington, bien qu'on n'ait pu confirmer qu'on y trouve des colonies qui se reproduisent.

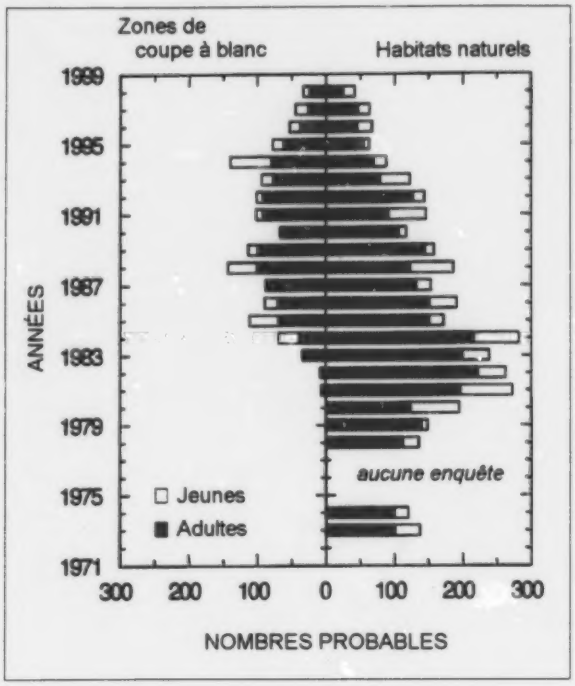
c. Changements dans l'abondance

Bryant et Janz (1996) ont utilisé des données à long terme sur l'abondance afin d'évaluer les chiffres « prévus » de marmottes dans des colonies individuelles. Ils ont démontré les tendances démographiques en comparant les ratios annuels des chiffres observés et prévus (Fig. 2). Cette approche était directe. Si les chiffres sur les marmottes étaient stables, les dénombrements annuels devraient produire des ratios semblables d'observation et de prévision d'une année à l'autre. Tel n'a pas été le cas. Le nombre d'adultes a toujours été au dessus de la moyenne de 1981 à 1986 et près ou en dessous de la moyenne de 1990 à 1995. Bryant (1996*b*) a mis au point cette méthode en utilisant un facteur de correction fondé sur l'intensité du dénombrement et le nombre d'habitats occupés, produisant ainsi une estimation des tailles probables des populations.

Cette méthode comporte certains problèmes, surtout attribuables aux efforts divers de dénombrement au fil des ans. Les dénombrements effectués avant 1980 et de 1987 à 1991 étaient fondés sur des données limitées, et l'abondance estimée pour cette période est donc plus incertaine. Malgré cela, les données en soi sont cohérentes et corroborées par les dénombrements aux colonies étudiées de façon intensive (Bryant 1996*b*) et par les dossiers portant sur les colonisations et les extinctions (Bryant et Janz 1996).

D'une population maximale de 300 à 350 spécimens au milieu des années 1980, il semble que celle-ci ait commencé à baisser à la fin des années 1980 pour atteindre le nombre actuel de moins de 100 spécimens. Cette réduction a été accompagnée par un changement structurel. Ces dernières années, plus de 50 p. 100 des *M. vancouverensis* dans le monde avaient colonisé des zones de coupe à blanc en voie de reboisement (Fig. 3).

Figure 3
Abondance probable de marmottes dans les habitats naturels et les zones de coupe à blanc, de 1972 à 1998. Les chiffres probables ont été estimés en utilisant un facteur de correction par rapport aux ratios observés et prévus, le facteur de correction étant fondé sur l'effort de dénombrement. Les données excluent les habitats de zones de coupe à blanc pour les années antérieures à la colonisation, les années durant lesquelles moins de quatre colonies ont été comptées et les données sur le mont Washington. La métapopulation aux lacs Nanaimo en 1998 contenait probablement moins de 100 spécimens, dont environ 50 p. 100 ont été trouvés dans les zones de coupe à blanc. L'abondance des marmottes adultes dans les deux genres d'habitats n'a pas été mise en corrélation (Pearson $R = 0{,}431$, n = 17 années). Données tirées de Bryant (1998).



d. Variation génétique

Des premiers résultats électrophorétiques indiquent des niveaux de polymorphisme et d'hétérozygosité comparables à ceux d'autres espèces de marmottes (Bryant 1990). Remarquons que la taille actuelle réelle de la population génétique (N_e) serait de près de 20 à 25 spécimens si les méthodes anciennement utilisées étaient répétées (Janz et al. 1994).

Une récente phylogenèse fondée sur l'ADN indique que la *M. vancouverensis* s'apparenterait davantage à la *M. caligata* qu'à la *M. olympus* (Steppan et al., sous presse). D'autres travaux d'ADN en cours devraient fournir des renseignements additionnels sur la paternité et les assemblages sociaux (L. Kruckenhauser, Institut de biologie médicale, Vienne, comm. pers.).

2. Considérations environnementales

En 1990, l'aire critique de gestion de la faune d. Green Mountain (300 ha) a été créée. La réserve écologique du lac Haley a vu son territoire passer de 98 à 127 ha en 1992 et ensuite à 376 ha en 1998.

En 1994–1995, on a entrepris une enquête visant à établir les habitats potentiels de marmottes au sud de l'île de Vancouver avant le rétablissement expérimental (Demarchi et al. 1996). Les principaux critères de sélection de sites de réintroduction sont : 1) l'occupation préalable, 2) l'abondance relativement élevée d'espèces de plantes alimentaires, 3) des sols colluviaux profonds associés à l'hibernation des marmottes et 4) des blocs rocheux associés à la thermorégulation des marmottes et à leurs sites « d'observation ». Tous les huit sites potentiels de réintroduction examinés étaient conformes aux critères minimums, mais seul un site a été coté à potentiel élevé. On trouve aussi quelques renseignements sur des endroits potentiels de réintroduction à l'intérieur du parc provincial Strathcona (Bryant 1993).

a. Invasion des prairies subalpines par les arbres

Si l'on s'en rapporte aux conditions climatiques, la limite de la végétation arborescente s'est déplacée au cours des 10 000 dernières années dans les montagnes de l'ouest de l'Amérique du Nord (Rochefort et al. 1994). Au début de l'Holocène, cette limite a pu s'étendre de 60 à 130 m plus haut qu'à présent. On présume que cette tendance a eu une incidence considérable sur la disponibilité des habitats.

La dynamique de la population des marmottes peut aussi être influencée par des changements naturels sur le plan de la végétation au fil du temps (p. ex. de 1900 jusqu'à maintenant). Au cours des 100 dernières années, un climat plus chaud et plus sec a entraîné une autre invasion d'arbres dans les prairies subalpines de la plupart des montagnes de l'ouest, y compris les Cascades, les Olympiques et le sud de la chaîne côtière. On ne sait toujours pas si cela représente une tendance à long terme ou un écart mineur.

En 1995–1996, l'équipe de rétablissement a appuyé la recherche dendrochronologique (cercles des troncs d'arbres) dans les colonies historiques et actuelles de marmottes. On a constaté, dans au moins deux sites (Gemini Peak et Green Mountain), des invasions d'arbres au cours d'une période de quelques décennies (Laroque 1998).

La situation n'est cependant pas claire. Dans le parc provincial Strathcona, d'où les marmottes ont apparemment disparu il y a de 10 à 30 ans, la plupart des arbres ayant plus de 1 000 m de haut ont plus de 800 ans. Il existe peu d'indication d'invasions récentes d'arbres malgré le chevauchement des sites de dendrochronologie avec les dossiers sur les marmottes (p. ex. à Cruikshank Canyon, au lac Circlet, à Greig Ridge, à Philips Ridge; C.P. Laroque, Université de Victoria, comm. pers.).

Le rôle des incendies dans la création ou le maintien des habitats des marmottes est lui aussi incertain. Milko (1984) suppose qu'un récent incendie à Gemini Peak a créé un habitat de prairies ouvertes dans l'ensemble du système avoisinant composé de crêtes, mais les analyses dendrochronologiques n'appuient pas cette idée (Laroque 1998). Il semble que différentes régions de l'île de Vancouver aient connu des expériences très différentes en ce qui concerne les incendies. Dans le sud-est de l'île de Vancouver, les intervalles entre les grands incendies étaient relativement courts (moins de 300 ans). Par contre, ils étaient beaucoup plus long (entre 700 et 3 000 ans) dans les régions de l'ouest et du centre (C.P. Laroque, comm. pers.; Lertzman et al. 1998).

Les invasions naturelles d'arbres peuvent être importantes pour au moins deux colonies des prairies subalpines. Par ailleurs, elles ne semblent pas expliquer les récentes disparitions de marmottes des régions au nord du bras Alberni.

b. Exploitation des forêts

Bryant (1990, 1996*a*, 1996*b*) a évoqué l'idée que le déboisement des forêts au dessus de 700 m a eu des effets négatifs sur les populations a) en produisant des habitats de faible qualité en « puits »; b) en réduisant la probabilité de dispersion sur de longues distances; c) en accroissant la densité locale des marmottes, les rendant donc plus vulnérables aux maladies et aux prédateurs. Les preuves à ce sujet sont convaincantes, mais les conséquences de l'exploitation des forêts n'est pas uniforme dans l'ensemble de l'île de Vancouver.

Quelques activités d'exploitation des forêts ont eu lieu près des colonies historiques de marmottes au nord du bras Alberni, bien que certaines parties du parc provincial Strathcona aient été déboisées, surtout les bassins hydrologiques Ash et Drinkwater (Hyntka 1990). On a assisté également à un déboisement significatif entre l'extrémité nord du parc provincial Strathcona et le parc du lac Schoen, ainsi que près des colonies historiques de marmottes dans la chaîne de montagnes de Beaufort.

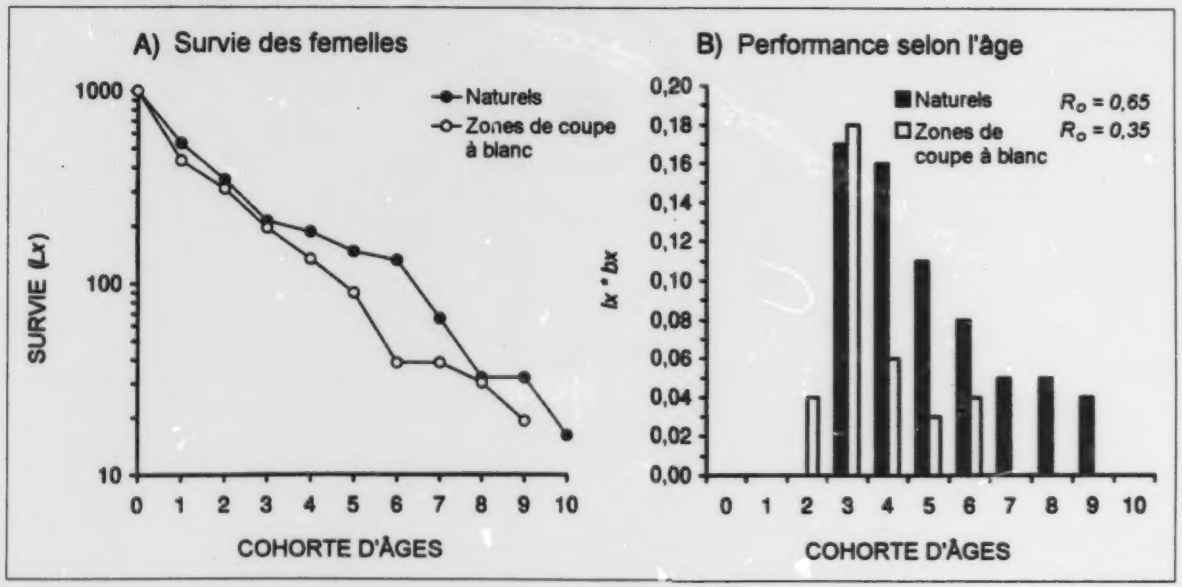
Au sud du bras Alberni (où se trouve la métapopulation existante de marmottes), la plupart des terres appartiennent à des compagnies forestières (résultat de l'octroi de terres du chemin de fer Esquimalt et Nanaimo en 1883). Ces terres renferment certaines des forêts les plus exploitées de l'île de Vancouver, la plupart (plus de 60 p. 100) des forêts originales ayant été éliminées au cours d'une période de 25 ans (Bryant 1998).

Les résultats démographiques qui ont trait au choix d'une marmotte de vivre dans une zone de coupe à blanc indiquent une réduction annuelle de 5 à 10 p. 100 des taux de survie (Fig. 4). Il en résulte une diminution de la performance reproductive pour la durée de la vie des marmottes, comparativement à celles qui vivent dans des habitats naturels, malgré des taux de reproduction semblables (Bryant 1996*b*). Les colonies des zones de coupe à blanc peuvent donc représenter des « puits » de populations (Pulliam 1988) qui « consomment » un plus grand nombre de marmottes en dispersion qu'ils n'en produisent (Bryant 1997).

L'exploitation des forêts a aussi occasionné d'autres effets. Bryant et Janz (1996) ont remarqué que la plupart des colonisations avaient lieu dans une limite d'un kilomètre des habitats naturels existants, ce qui à leur avis représentent un « court-circuit » des mouvements de dispersion normaux (avant le déboisement), attribuables à la présence de zones de remplacement avoisinantes permettant la colonisation (p. ex. les zones de coupe à blanc adjacentes).

En utilisant le SIG, Bryant (1998) a mis à l'essai son hypothèse en choisissant, de façon aléatoire, les zones de coupe à blanc d'âge et d'élévation appropriés pour une « colonisation virtuelle », tenant compte d'une distance maximale probable de dispersion de 15 km (une estimation tirée des dossiers antérieurs sur les marmottes vivant à de faibles élévations). Il a ensuite comparé l'isolation spatiale des événements de colonisation virtuels et réels, produisant des résultats qui ont tendance à appuyer l'hypothèse du « court-circuit » (annexe 2a).

Figure 4
Effets des habitats sur les données démographiques. La survie des femelles (A) est moindre dans les habitats de zones de coupe à blanc. Il en résulte donc une diminution de la performance reproductive pour la durée de la vie des marmottes (B). Les données proviennent de femelles étiquetées surveillées entre 1987 et 1998 (n = 34 dans des habitats naturels et n = 51 dans des zones de coupe à blanc). Tiré de Bryant (1999).



On a utilisé une procédure semblable pour vérifier l'effet de l'isolation sur la survie (annexe 2b). On s'est servi pour cette analyse des taux de survie « apparents » (survie plus immigration moins émigration) pour les adultes et les jeunes, ainsi qu'un « indice d'isolation » fondé sur la distance médiane de la colonie par rapport aux autres colonies. Les résultats ont renforcé l'idée que les colonies périphériques recevaient moins d'immigrants. La survie apparente des adultes était moins élevée dans les colonies périphériques que dans les colonies « centrales », mais la survie des jeunes était semblable (résultat prévu si les jeunes ne se dispersent pas).

Au sud du bras Alberni, le déboisement a créé des zones d'habitats potentiels, qui ont été disponibles dès la fin des années 1960. Une petite fraction (moins de 1 p. 100) des zones de coupe à blanc ont été éventuellement colonisées dans les années 1980, bien qu'il soit impossible de confirmer qu'aucune colonisation n'ait eu lieu avant cette date.

Il semble que les principales conséquences de l'exploitation des forêts est de produire un habitat de qualité relativement faible (dans lequel la survie est moindre), d'entraver les mouvements de dispersion ou les « effets de sauvetage » dans les colonies périphériques (en changeant énormément la disponibilité des habitats) et de modifier profondément la structure spatiale de la métapopulation. Cet effet sur la structure spatiale est probablement le plus important puisqu'il concentre la population, la rendant plus susceptible à des facteurs tels la prédation, la maladie et d'autres événements aléatoires (Bryant 1998).

c. Autres effets des paysages

La construction de routes est un autre effet possible des paysages. Au sud du bras Alberni, on a assisté à une très grande augmentation de la densité des routes au cours des dernières décennies dans la zone de répartition actuelle des marmottes (passant de 1,0 km linéaire de route au km² en 1972 à 2,5 km linéaires au km² en 1996). En facilitant les déplacements, il est possible que les routes accroissent la fréquence d'interactions prédateurs–proies (voir Simberloff et al. 1992).

Il est curieux de constater la disparition des marmottes du parc provincial Strathcona puisqu'il n'y a eu ni déboisement ni invasion d'arbres pour l'expliquer. Il est possible que la construction du barrage Strathcona à

l'extrémité nord du lac Buttle ait contribué à la disparition de ces dernières. Ce barrage, terminé en 1957, a élevé le niveau d'eau de 9 m et considérablement accru la superficie du lac (près de 90 p. 100 des frayères des ruisseaux tributaires du lac ont été inondés; Hyntka 1990). Cela peut avoir influencé la dispersion des marmottes ou la dynamique des métapopulations.

d. Dynamique prédateurs–proies

Les récupérations de transmetteurs striés par des dents montrent que des prédateurs terrestres, tels les couguars et les loups, représentent des causes importantes de mortalité chez les marmottes. La prédation de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos)* peut aussi être importante, notamment pour les jeunes marmottes (Bryant 1996*a*).

Les données sur l'abondance des loups et des couguars (observations faites par les chasseurs de cerfs dans une zone de plus ou moins 500 km², beaucoup plus grande que celle occupée par les marmottes) n'ont pas été vérifiées quant à leur fiabilité, mais elles représentent actuellement la seule mesure à long terme de l'abondance des prédateurs terrestres sur l'île de Vancouver (Bryant 1998).

L'abondance des couguars et des loups demeure un faible facteur prévisionnel de l'abondance des marmottes ou de leur survie (annexe 3). On pouvait s'y attendre; les « indices d'observation des chasseurs » varient énormément d'une année à l'autre et peuvent ne pas refléter l'abondance réelle des prédateurs. Le nombre de couguars et de loups éliminés de la population n'a aussi eu aucun effet apparent même s'il a été considérable au cours de certaines années (p. ex. 20 couguars et 9 loups éliminés en 1989, environ au même moment que le début du déclin des colonies de marmottes).

Les tailles des populations de prédateurs peuvent être moins pertinentes que les tendances de chasse de spécimens individuels. Par exemple, Bryant (1998) a rapporté des pistes de couguars allant d'un gîte d'hibernation à un autre dans une zone de coupe à blanc d'une prairie naturelle avoisinante le premier jour après l'hibernation, le 21 avril 1995 et de nouveau en 1997. L'idée que les prédateurs peuvent profiter d'une plus grande densité des populations de marmottes et d'une plus grande facilité de déplacement le long des routes de déboisement est difficile à vérifier, mais elle semble raisonnable (Simberloff et al. 1992).

L'abondance annuelle de cerfs évaluée à partir de dénombrements systématiques faits la nuit (Harestad et Jones 1981) n'a montré aucun effet significatif sur la survie des marmottes, mais a été clairement associée à l'abondance des marmottes dans des habitats naturels, mais non dans les zones de coupe à blanc (Bryant et al., sous presse *a*). L'importante réduction du nombre de cerfs au cours de la dernière décennie (annexe 3; la population actuelle est d'environ 40 p. 100 de la norme) soulève la possibilité que les prédateurs peuvent s'intéresser davantage aux marmottes (voir Bergerud 1983).

Les marmottes disparaissent plus fréquemment des zones de coupe à blanc. Cela pourrait s'expliquer par le fait que la regénération des forêts dans les habitats des zones de coupe à blanc fournit une couverture additionnelle aux prédateurs tels les couguars. L'analyse de régression appuie cette hypothèse, la survie étant associée de façon négative à l'âge accru des zones de coupe à blanc (annexe 4). Cependant, les données n'appuient pas l'idée que la prédation soit uniquement responsable de la mortalité accrue dans les zones de coupe à blanc. Il est tout aussi possible que la regénération des forêts modifie la qualité ou la quantité d'autres ressources (nourriture, abris ou possibilité de rencontrer un partenaire).

La dernière observation de marmottes étiquetées n'a pas été répartie également pendant la saison active d'été, comme on pourrait le prévoir si la mortalité était tout aussi probable en tout temps (annexe 5). Dans les zones de coupe à blanc, la probabilité que la dernière observation ait été biaisée vers la fin de l'été, indique que certaines marmottes meurent en cours d'hibernation. Dans les habitats naturels, la probabilité de la dernière observation d'adultes a été plus également répartie dans toute la saison.

Les prédateurs ont une incidence incontestable sur les marmottes individuelles et sur les colonies de marmottes. Cela est sans doute aggravé par la concentration accrue de marmottes dans de petites zones géographiques. L'abondance réduite de proies telles les cerfs encourage probablement la prédation des marmottes. Les données de Northwest Bay montrent des niveaux élevés de couguars malgré les grandes réductions des populations de cerfs (D. Doyle, ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (MELP), comm. pers.). Finalement, l'observation des pistes indique que les prédateurs peuvent profiter d'une plus grande capacité à se déplacer facilement le long des routes, et cela tant pour les prédateurs que les proies.

e. Climat

Le climat a eu des effets dans la régularisation des populations d'autres marmottes, mais les indications de régularisation par le climat de la *M. vancouverensis* sont relativement faibles (Bryant 1998). La régression logistique des variables du climat par rapport à la survie

des marmottes et des taux de naissance a révélé certaines relations importantes, mais n'a expliqué qu'en partie la variation de ces taux (annexe 6).

La survie a été associée de façon positive à la profondeur du manteau neigeux au cours de l'hiver subséquent, et associée de façon négative au manteau neigeux du printemps précédent. Barash (1973) a constaté que la survie de la *M. olympus* était associée de façon positive à une plus grande profondeur de la neige. Les travaux d'Arnold (1990*a*, 1990*b*, 1992) sur la *M. marmota* révélaient une explication physiologique possible de cette situation, c.-à-d. la nécessité physiologique d'un environnement thermique stable permettant l'hibernation. Des travaux récents sur la *M. marmota* renforcent l'hypothèse de la survie dans le manteau neigeux (Farand et al., sous presse).

L'association négative entre la survie et le manteau neigeux du printemps précédent peut refléter la longueur de la saison de croissance. Van Vuren et Armitage (1991) supposent que le moment de la fonte des neiges peut être critique dans la détermination de la survie des marmottes et non la profondeur du manteau neigeux.

De récentes études physiologiques donnent des indices importants sur l'influence possible du climat pour la survie des marmottes au cours de l'hiver. Thorp et al. (1994) ont effectué une étude en laboratoire où la *M. flaviventris* recevait une diète contenant des compositions élevées ou faibles en acides polyinsaturés essentiels. Le résultat a démontré que les marmottes qui ont reçu une diète faible en acides essentiels ont indiqué des gains de poids identiques en été, mais aussi des taux de réveil spontané plus élevés, des périodes d'hibernation profonde plus courtes et des dépenses métaboliques globales plus élevées. Il est évident que cela pourrait mener à une mortalité hivernale accrue (Arnold 1993). Il semble raisonnable d'indiquer que les caractéristiques des sols des différents sites et les variations annuelles climatiques peuvent influencer la disponibilité et la composition chimique des plantes consommées par les marmottes (Kuramoto et Bliss 1970; Sinclair et al. 1982).

f. Maladies et parasites

On comprend toujours mal les répercussions des maladies et des parasites sur les marmottes, mais elles pourraient être très importantes. Quatre des six animaux provenant de différentes colonies et installés à un site historique vacant en 1996 sont probablement morts d'une infection bactérienne au cours de l'hibernation (Bryant et al., sous presse *b*). De plus, on a constaté que deux animaux du mont Washington souffraient de gale chorioptique (H. Schwantje, MELP, comm. pers.). Ces deux réalités démontrent clairement les répercussions possibles des maladies infectieuses pour les petites colonies, notamment parce que les taux de survie des marmottes ont apparemment diminué ces dernières années (Fig. 5).

On ne sait toujours pas si les maladies épizootiques ou de faibles niveaux de maladies infectieuses chroniques ou des parasites sont responsables des tendances démographiques récentes de la *M. vancouverensis*, ou même de sa disparition des zones au nord ou au sud du bras Alberni. La disparition de colonies apparemment saines d'endroits tels North Hooper (1982–1983) et Gemini Peak (1986–1987), combinée aux effondrements de populations observés aux endroits tels le lac Haley et Butler Peak, indiquent des épisodes de mortalité qui sont conformes à l'hypothèse de l'irruption de maladies (Bryant 1998). De tels événements soulignent les dangers associés à une petite population et à une répartition confinée.

Il n'existe actuellement que peu de données repères en ce qui a trait aux paramètres normaux de santé de la *M. vancouverensis*. Les enquêtes sur la santé de cette dernière ont commencé en 1998; elles ont été conçues dans le but d'élaborer des protocoles d'évaluation et de recueillir des échantillons des animaux et de l'environnement pour l'identification d'agents pathogènes (N. deWith, Université de la Saskatchewan, comm. pers.).

B. Rôle dans l'écosystème et interactions avec les êtres humains

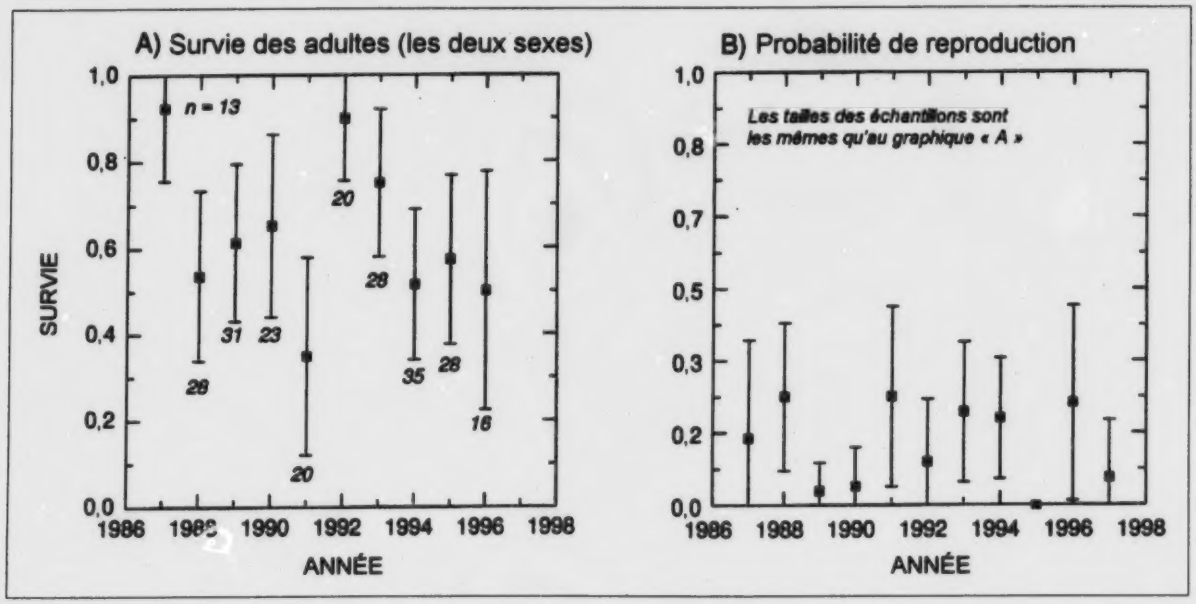
1. Considérations écologiques

Les marmottes de l'île Vancouver ne peuvent être considérées comme une espèce essentielle dans le contexte d'un écosystème. Elles constituent des proies pour les prédateurs et des habitats pour les parasites, dont au moins un (*Diandrya vancouverensis*; Mace et Shepard 1981) vit seulement sur les marmottes de l'île Vancouver et doit être aussi considéré comme en voie de disparition.

2. Considérations sociopolitiques

La *Marmota vancouverensis* est une des cinq espèces de mammifères endémiques au Canada (Wilson et Reeder 1993). Elle est parmi seulement six « espèces » de mammifères endémiques du Canada considérées comme en voie de disparition à l'échelle nationale par le COSEPAC, y compris les espèces distinctes de façon taxonomique, plus certaines sous-espèces et populations.

Figure 5
Taux de naissances et de survie chronologiques des marmottes. Les données représentent des taux annuels moyens à des taux de confiance de 95 p. 100 fondés sur 88 adultes étiquetés et 242 années-marmottes d'observation jusqu'en 1997. La survie a été plutôt faible depuis 1994 (A). Les taux de naissances (B) demeurent assez constants au fil des ans, tout en démontrant de grandes variations annuelles. Tiré de Bryant (1998).



a. Appel public

Les marmottes de l'île Vancouver et le projet de rétablissement sont largement appuyés par la population. Plus de 500 personnes ont « adopté » une marmotte, et on a accueilli de façon positive le site Internet (www.islandnet.com/marmot).

b. Valeur utilitaire

Il n'y a actuellement aucune valeur utilitaire des marmottes de l'île Vancouver. L'on pourrait cependant associer l'observation publique et d'autres possibilités éducatives dans le contexte des efforts de rétablissement.

c. Considérations juridiques

La *Marmota vancouverensis* est légalement protégée et inscrite comme étant en danger de disparition en vertu de la *Wildlife Act* (1980) de la Colombie-Britannique et de son règlement (Munro et al. 1985). Le COSEPAC l'a inscrite à la liste des espèces en péril, comme l'a fait la *Endangered Species Act* des États-Unis (*Federal Register*, 23 janvier 1984) et l'Union mondiale pour la nature (IUCN; Groombridge et Mace 1994).

La plupart des colonies sont situées sur des terres privées de la MacMillan Bloedel Limited et de la TimberWest Limited ainsi qu'à Mount Washington Ski Corporation. Ces terres faisaient partie à l'origine des terres touchées par la *Esquimalt and Nanaimo Railway Grant Act* de 1883.

Deux habitats de marmottes sont légalement protégés en vertu de la *Ecological Reserves Act* (réserve écologique du lac Haley, 376 ha) ou de la *Wildlife Act* (aire critique de gestion de la faune de Green Mountain, 300 ha).

C. Potentiel de rétablissement

1. Examen des principales menaces

a. Exploitation des forêts

Les activités d'exploitation des forêts ne représentent pas de nouvelles menaces importantes au nord du bras Alberni, à l'exception possible de la zone immédiate entourant le mont Washington. Une grande partie de l'habitat historique avoisinant se trouve dans les limites du parc provincial Strathcona et donc entièrement protégée (Hyntka 1990).

Au sud du bras Alberni, les mesures par le SIG de la région de métapopulation des lacs Nanaimo montrent les résultats des activités intenses d'exploitation des forêts au cours des 40 dernières années dans les forêts privées (Bryant et al., sous presse *a*). Les taux d'exploitation des forêts ont considérablement diminué ces dernières années. Cette tendance se poursuivra étant donné le peu de vieilles forêts qui restent; une grande partie de la coupe aura donc lieu sur des élévations plus hautes.

Plus de la moitié des *M. vancouverensis* de la planète habitent maintenant des habitats dans des zones de coupe à blanc qui ne conviendront plus au cours du reboisement des forêts. D'ici les 20 à 30 prochaines années, la plupart de ces zones ne pourront être utilisées par les marmottes, et la deuxième coupe forestière, surtout au dessus de l'élévation de 700 m, n'aura probablement pas lieu pour les 60 à 80 ans après cela, à moins que la demande du marché ou la technologie imposent d'autres conditions.

b. Prédation

Il est probable que la prédation continuera à être une cause importante de mortalité aussi longtemps que la population demeurera limitée et concentrée. Le faible nombre de cerfs indique des changements dans les tendances de chasse des prédateurs, ce qui pourrait occasionner de véritables problèmes pour les marmottes, surtout si les chemins de déboisement ont tendance à rapprocher les prédateurs et les proies. Le nombre de prédateurs va éventuellement s'ajuster par rapport à l'abondance de cerfs, mais les données de Northwest Bay indiquent que le décalage pourrait être d'une décennie ou plus (D. Doyle, MELP, comm. pers.).

c. Maladies, parasites et santé

L'intérêt accru des activités de rétablissement vis-à-vis la reproduction en captivité et le changement des emplacements des animaux doivent tenir compte des risques à la santé. Les spécimens déplacés peuvent transporter des organismes présentant de nouveaux risques (Cunningham 1996) :

- Un agent pathogène exotique pourrait faire son entrée dans une nouvelle région géographique.
- La colonisation d'animaux infectés pourrait amplifier les conditions de maladies préexistantes.
- Les animaux déplacés pourraient n'avoir aucune immunité face aux organismes présents dans le site de rétablissement.

Les données actuelles ne suffisent pas à soutenir les recommandations de gestion concernant les rétablissements. Le programme de reproduction en captivité jouera un rôle critique dans l'élaboration de telles directives. Nous savons que la *M. vancouverensis* est vulnérable à certaines maladies et parasites. L'établissement de paramètres normaux de santé et de procédures de vérification pour certains agents pathogènes choisis constitue donc une priorité.

d. Événements aléatoires

Étant donné la petite taille des colonies, les marmottes de l'île Vancouver demeurent extrêmement vulnérables aux événements aléatoires. La « stochasticité de l'immigration–émigration » réside dans les naissances et les morts aléatoires qui influencent les sous-populations individuelles. La « stochasticité régionale », quant à elle, consiste en facteurs environnementaux agissant simultanément sur un certain nombre de sous-populations. Les deux processus jouent probablement un rôle critique dans la régularisation du nombre de *M. vancouverensis* (Bryant et Janz 1996).

Puisqu'on ne trouve qu'un ou deux groupes familiaux dans certaines montagnes, le destin de spécimens individuels (prédation, mortalité hivernale, dispersion, émigration réussie) peut entraîner d'importantes répercussions sur les populations. Les extinctions locales, l'absence de reproduction et « les effets de rétablissement » de l'émigration (Brown et Kodric-Brown 1977) ont apparemment été provoqués par l'émigration ou la disparition de mâles (Bryant 1996*b*). L'étendue géographique limitée rend la *M. vancouverensis* vulnérable à la « stochasticité régionale ». Cette dernière peut provoquer plusieurs mortalités dans des colonies adjacentes (p. ex. 36 p. 100 de la survie des jeunes au cours de l'hiver 1994–1995; Bryant 1998).

e. Source des réintroductions

Les réintroductions de marmottes ont réussi dans certaines parties de l'Europe de l'Ouest et de la Russie (Ramousse et al. 1992). Les réintroductions utilisant des animaux sauvages transportés ont davantage de chances d'établir des populations autonomes (Griffith et al. 1989). Malheureusement, la population actuelle de la *M. vancouverensis* est trop limitée pour permettre cette façon de faire.

Les réintroductions utilisant des marmottes élevées en captivité ont également réussi (Dimitriev et al. 1992). Les techniques d'élevage des marmottes en captivité sont bien avancées (Rymalov et Maximov 1992; Tokarsky 1996; Rumiantsev et Rymalov 1998).

Si les taux démographiques des *M. vancouverensis* captifs sont semblables à ceux des animaux sauvages (0,9–1,2 naissance par femelle adulte par an), alors de 20 à 25 femelles adultes seraient nécessaires pour produire un nombre semblable de jeunes par an. Les mâles, les jeunes et les petits d'un an s'ajouteraient à ce nombre. En supposant un ratio sexuel égal chez les jeunes et des taux excellents (80 p. 100) de survie, on obtiendrait chaque année 20 animaux âgés d'un an, ce qui est probablement un minimum raisonnable requis pour obtenir une réintroduction réussie (Ramousse et al. 1992).

f. Changements dans le climat et la végétation

Il est impossible de prévoir les effets futurs du changement climatique et de la végétation. Cependant, Rochefort et al. (1994) ont conclu que si les modèles de réchauffement planétaire demeurent valides, l'invasion des arbres augmentera, ce qui aura pour effet d'accroître les forêts. Ces dernières atteindront des élévations semblables à celles du début de l'Holocène. L'établissement d'arbres de 60 à 130 m au dessus de la ligne de végétation arborescente actuelle sur l'île de Vancouver pourrait avoir une incidence importante sur l'habitat des marmottes. Des changements dans les tendances d'accumulations de neige et de pluie pourraient aussi avoir d'importantes répercussions.

g. Perte de variation génétique

La répartition actuelle des populations indique peu de possibilités d'échange génétique dans certaines colonies. Il est impossible de déterminer la vulnérabilité éventuelle de la *M. vancouverensis* à des charges génétiques nuisibles (dépression de consanguinité), mais, en tous les cas, la solution est identique : accroître rapidement leur répartition et leur abondance.

Afin de maintenir la variation génétique des animaux en captivité, on commencera avec un minimum de 20 spécimens de différentes familles. Les accouplements seront gérés, et on maintiendra des dossiers appropriés sur la reproduction afin de maximiser la contribution génétique de chaque spécimen.

h. Catastrophes

La petite taille de la population et la répartition confinée font de la *M. vancouverensis* un animal très vulnérable aux catastrophes. En considérant un ou deux ans de faible survie ou de non-reproduction, l'équipe de rétablissement pourrait devoir adopter la position peu enviable de retirer la plupart ou toutes les marmottes de leur aire sauvage pour assurer leur survie, comme cela a été fait pour le putois d'Amérique *Mustela nigripes* et les Martins-chasseurs cannelles *Todirhamphus cinnamominus*. La planification d'urgence essentielle est en cours.

2. Efforts actuels pour la protection des habitats

En 1999, on a accru la superficie de la réserve écologique du lac Haley dans le cadre de l'objectif II de la stratégie des zones protégées. Cette expansion a été considérable, faisant passer la réserve de 127 ha à 376 ha. Les négociations se poursuivent afin d'accroître la superficie de cette zone protégée. Le but est de protéger un total de 762 ha. Les propriétaires de terrains privés jouent un rôle de plus en plus important en ce qui concerne les enjeux de la gestion de la zone en question, tels la désactivation des routes, la gestion de la végétation et d'autres activités.

3. Degré nécessaire pour la protection de l'habitat

À l'exception de l'expansion de la réserve écologique du lac Haley, aucune autre zone protégée n'est prévue dans un proche avenir (c.-à-d., la portée quinquennale du présent plan de rétablissement).

La plupart des colonies actuelles sont situées sur des terres privées et ne sont pas faciles d'accès (Janz et al. 1994). Dans la majorité des colonies, peu de perturbations sont attribuables aux êtres humains. Les colonies étudiées de façon intensive et qui ont beaucoup été visitées n'ont fait preuve d'aucune réduction mesurable des taux de naissances ou de survie par rapport aux autres colonies (Bryant 1997).

On pourrait s'attendre à plus de visiteurs dans certaines colonies puisque la *M. vancouverensis* devient de plus en plus connue. Des enjeux de gestion de l'habitat vont continuer à se présenter dans certaines colonies (p. ex. celles du mont Washington), qui nécessiteront la collaboration des propriétaires fonciers.

Finalement, bien que les efforts de rétablissement doivent être concentrés sur le maintien des populations et leur rétablissement à court terme, la survie à long terme de cette espèce ne peut être assurée qu'en veillant à ce que les populations (rétablies ou naturelles) ne souffrent pas des mêmes effets nuisibles qui influencent actuellement la métapopulation existante.

Par exemple, après les réintroductions futurs, surtout au sud du bras Alberni, on devra modifier les changements produits par les êtres humains des liens entre les différentes zones. Les gestionnaires de la faune et les entreprises forestières devront collaborer afin de trouver une méthode appropriée de coupe de seconde rotation dans

les forêts de haute élévation afin d'éviter de récréer l'habitat de « puits » de faible qualité, qui semble jouer un rôle considérable dans le déclin des populations de marmottes aujourd'hui.

Section II
Rétablissement

1. But et objectifs du rétablissement

Le plan de rétablissement de 1994 établissait une population cible de 400 à 600 marmottes réparties dans trois zones distinctes de l'île de Vancouver (Janz et al. 1994). Cet objectif de population était fondé sur la répartition historique probable des marmottes, sur les obstacles possibles à leur dispersion et sur l'idée qu'il existe suffisamment d'habitats naturels sur l'île de Vancouver pour accueillir trois métapopulations de 150 à 200 animaux chacune.

L'objectif touchant la population était aussi fondé sur la nécessité de maintenir la variation génétique et l'idée que des métapopulations de cette taille seraient suffisantes pour maintenir une « taille réelle » (N_e) de près de 50, un niveau qui minimiserait les dangers de dépression de consanguinité (p. ex. Lande 1988). Enfin, l'objectif touchant la population était fondé sur le simple désir de maximiser la répartition géographique des marmottes de l'île Vancouver, réduisant ainsi la possibilité que des événements aléatoires ou des tendances climatiques pourraient simultanément influencer l'ensemble de la population.

Les objectifs touchant la population présentés dans le plan de rétablissement de 1994 (de 400 à 600 marmottes dans trois métapopulations) sont toujours réalistes. Quelques travaux d'évaluation des habitats appuient l'objectif original de répartition de trois métapopulations dans 1) la région des lacs Nanaimo, 2) la région ouest de Strathcona et 3) la région du plateau Forbidden, mais cette dernière zone demeurera probablement un objectif relativement mineur (il existe un plus grand potentiel d'habitats de rétablissement à l'ouest et au nord du lac Battle; Bryant 1993). De façon semblable, la métapopulation des lacs Nanaimo va probablement continuer à représenter le plus grand réservoir de population, pourvu qu'on puisse renverser les diminutions récentes de la population.

Nous répétons que la répartition actuelle plaçant « tous les œufs dans le même panier » est intrinsèquement dangereuse. L'extinction provenant d'événements aléatoires, par exemple du climat, de prédations ou de maladies, n'est plus une possibilité purement théorique comme l'a montré l'hiver difficile de 1994–1995.

2. Stratégies

Sept stratégies ont été arrêtées afin d'atteindre le but et les objectifs décrits dans le plan de rétablissement de 1994. Les voici :

A. Surveiller les populations connues afin de déterminer les tendances de la population, la survie d'animaux étiquetés et la dynamique de la population modèle.
B. Déterminer les caractéristiques des habitats et cartographier leur disponibilité d'habitats afin d'établir les caractéristiques des gîtes d'hibernation, cartographier des habitats potentiels et, par conséquent, déterminer ce que signifierait le rétablissement du point de vue de la géographie et de la population.
C. Dresser un inventaire afin d'identifier les colonies et les habitats inconnus pour vérifier si les marmottes ont disparu ou non de certaines sections de leur aire historique en menant des enquêtes sur les sites historiques et les habitats à haute capacité.
D. Réaliser une étude sur la dispersion afin de comprendre avec quelle fréquence les marmottes passent d'une colonie à l'autre et pour établir si de tels déplacements sont influencés par les activités des êtres humains.
E. Protéger et gérer les grands habitats subalpins et déboisés afin d'assurer la protection des principales colonies en incorporant les grands habitats au processus de gestion intégrée, identifiant les habitats importants pour leur protection à long terme et évaluant l'efficacité des activités de gestion de l'habitat.

F. Effectuer une gestion approfondie de la population, le cas échéant, y compris l'élaboration d'un plan de transfert, un transfert pilote et des transferts opérationnels si nécessaire.
G. Obtenir le soutien du public par des activités de sensibilisation et de participation et des campagnes de financement afin de faciliter la mise en oeuvre du plan de rétablissement.

Deux des sept stratégies sont essentiellement achevées (C : l'inventaire des colonies et des habitats; D : l'étude sur la dispersion). Trois stratégies (A : la surveillance des populations; E : la gestion des habitats; G : l'obtention du soutien du public par des activités de sensibilisation et de participation et des campagnes de financement) ont reçu beaucoup d'attention, mais constituent des engagements qui doivent se poursuivre. Les deux autres stratégies (B : la cartographie de l'habitat; F : les transferts) ont connu certains progrès, mais d'autres travaux sont nécessaires (Bryant 1993; Demarchi et al. 1996).

3. Révisions au plan de rétablissement de 1994

Le plan révisé est basé sur quatre hypothèses.

1. Il est peu probable que d'importantes nouvelles populations soient découvertes au nord du bras Alberni, bien que cette possibilité existe.
2. Il semble peu probable qu'au sud du bras Alberni les populations de marmottes se développent soudainement d'elles-mêmes.
3. Une autre expansion de la métapopulation des lacs Nanaimo, comme cela s'est produit au début des années 1980, n'entraînerait probablement pas une répartition géographique accrue (bien qu'elle donne à l'équipe de rétablissement des options additionnelles).
4. La reproduction en captivité combinée aux rétablissements représentent le meilleur espoir d'accroître les populations dans un délai raisonnable.

Au moins 7 des 14 espèces de marmottes de la planète (*M. bobac*, *M. baibacina*, *M. menzbieri*, *M. marmota*, *M. monax*, *M. flaviventris*, *M. broweri*) ont été élevées avec succès en captivité (Rymalov 1996; Rumiantsev et Rymalov 1998; K.B. Armitage, Université du Kansas, comm. pers.). Les réintroductions utilisant à la fois des marmottes élevées en captivité et des marmottes capturées ont bien fonctionné, même si certaines réintroductions individuelles n'ont pas réussi (Dimitriev et al. 1992; Ramousse et al. 1992).

L'ampleur des activités de rétablissement requises dicte un changement d'orientation. Une grande partie du plan de rétablissement de 1994 portait sur la recherche et la surveillance des populations. Plusieurs des questions pertinentes ont maintenant trouvé réponse, et le défi qu'il faut relever est d'incorporer les résultats dans un plan de gestion « opérationnelle » et d'obtenir le soutien politique, celui des entreprises, du gouvernement et du public, nécessaire à sa mise en oeuvre.

4. Mise en oeuvre révisée

Au cours des cinq prochaines années, l'équipe de rétablissement devra investir énormément dans de nombreux domaines.

A. Rétablissement de la population
*1) **Reproduction en captivité***
  a) programmes dans les zoos
  b) installations sur l'île de Vancouver
*2) **Réintroductions***
  a) Réintroductions expérimentales
  b) Réintroductions opérationnelles
*3) **Planification***
  a) Plan de reproduction en captivité
  b) Plan de rétablissement
  c) Plan d'urgence

B. Surveillance et recherche
*1) **Surveillance de la population***
  a) Dénombrement non intensif
  b) Programmes intensifs de marquage et de recapture
  c) Télémesure
*2) **Recherche***
  a) Maladies, parasites et santé
  b) Habitat
  c) Nutrition
  d) Comportement
  e) Génétique

C. Protection et manipulation de l'habitat
*1) **Protection***
  a) Réserve écologique du lac Haley
  b) Autres habitats
*2) **Manipulation***
  a) Habitats dans les zones de coupe à blanc
  b) Prairies naturelles
  c) Gestion prédateurs-proies

D. Campagne de financement et communication
*1) **Campagne de financement***
  a) Bailleurs de fonds principaux
  b) Bailleurs de fonds secondaires
*2) **Communications***
  a) Plan de communications

E. Questions de gestion

1) Gestion de projet
- *a) Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver*
- *b) Fondation de rétablissement de la marmotte*
- *c) Les Amis de la marmotte de l'île Vancouver*

5. Raison d'être

La répartition actuelle qualifiée de « tous les oeufs dans le même panier » est dangereuse. Il existe peu d'animaux pour le rétablissement et les autres activités de gestion. Si les tendances actuelles de survie se poursuivent, l'équipe de rétablissement sera forcée d'envisager dans un avenir immédiat des options de sauvetage de dernière minute.

Il est peu probable que les populations sauvages vont spontanément s'accroître en nombre. La reproduction en captivité et le rétablissement sont les seuls moyens d'accroître les populations dans un délai raisonnable afin de minimiser le risque d'extinction.

A. Rétablissement de la population

1. Reproduction en captivité

Nous recommandons une approche en deux voies comprenant a) l'établissement d'un programme pilote de reproduction en captivité, avec des animaux établis dans plus d'un établissement zoologique, chacun d'eux ayant fait preuve de réussites avec des espèces en péril et b) l'établissement d'installations de reproduction opérationnelle sur l'île de Vancouver où les conditions d'élévation et climatiques sont appropriées.

a. Programmes dans les zoos

La première étape passe par des programmes pilotes où un petit nombre d'animaux sont élevés en quarantaine dans les zoos et par des initiatives de recherche dans des installations possédant les connaissances vétérinaires et scientifiques adéquates.

Les programmes réalisés dans les zoos protégeront l'espèce des risques de catastrophe naturelle et représenteront un réservoir à long terme de matériel génétique. Les programmes réalisés dans les zoos permettront aussi de mettre au point les méthodes d'élevage appropriées. On étudiera la possibilité de se servir de méthodes de gestion génétiques intensives telles la fertilisation *in vitro*, l'allaitement croisé et la cryopréservation prolongée des gamètes.

Six animaux ont été transférés au zoo de Toronto en 1997 afin de lancer le programme conçu pour les zoos. Cette population a été augmentée en 1998, et une deuxième population captive a été établie au zoo de Calgary.

b. Installations sur l'île de Vancouver

La deuxième étape du programme d'élevage sera orientée en fonction de l'expérience obtenue dans les zoos. L'approche globale visera à maintenir un plus grand nombre d'animaux dans des conditions ressemblant à celles des habitats où ces derniers pourraient être réintroduits sur l'île de Vancouver.

Les réintroductions de marmottes réalisées ailleurs indiquent que des nombres modérés (plus ou moins 20 par année) sont nécessaires pour assurer une bonne probabilité de succès (Ramousse et al. 1992). Les chiffres de biologie reproductive des marmottes indiquent qu'il faut maintenir entre 40 et 80 marmottes en captivité. Il faudrait une installation consacrée entièrement à l'élevage pour produire de tels nombres d'animaux pouvant être réintroduits sur une base annuelle. Il est impossible d'évaluer le moment opportun des réintroductions, mais celles-ci auront lieu probablement au cours d'une période de 5 à 15 ans.

L'emplacement le plus pratique pour ces installations est sur le mont Washington. Ce site a des conditions environnementales semblables à celles des sites où les marmottes seront réintroduites et pourrait exposer les marmottes, avant la réintroduction, au paysage, aux sons et à la nourriture de la région. Le mont Washington est de plus accessible pendant toute l'année, et on y trouve les services publics nécessaires, comme l'eau et l'électricité.

Les installations du mont Washington réduiraient les problèmes de logistique des réintroductions; de plus, ce site est une destination touristique d'été. La sensibilisation du public à la marmotte de l'île Vancouver pourrait se faire par l'entremise de projets d'interprétation déjà en place.

La planification détaillée de l'installation d'élevage du mont Washington est en cours. On a consulté des experts provenant de zoos et d'universités pour aider à concevoir les installations et élaborer les méthodes d'élevage nécessaires. On prévoit entrer en fonction à la fin de 2000.

Les plans prévoient une construction par étapes. Le module initial d'habitation accueillera entre 20 et 80 marmottes dans 14 enclos, et un deuxième module sera

ajouté selon les besoins. L'expérience acquise au cours des projets réalisés dans les zoos et du module initial orientera la conception de la seconde étape.

2. *Réintroductions*

Les réintroductions de marmottes portant sur trois espèces (la *M. marmota*, la *M. bobac* et la *M. baibacina*) ont connu des succès remarquables dans plusieurs pays dont la Russie, l'Autriche, la Suisse, la Pologne, la Roumanie, la France et l'Espagne (p. ex. Dimitriev et al. 1992; Ramousse et al. 1992; Preleuthner et al. 1995).

La réintroduction de la *M. vancouverensis* en 1996 a permis d'en dégager des leçons positives bien qu'on n'ait pas réussi à rétablir des marmottes sur ce site. Nous avons appris à transférer les animaux et les groupes sociaux, et nous avons appris que les spécimens de différents groupes familiaux s'habitueront les uns aux autres. Que quatre des six animaux rétablis soient demeurés sur le site, qu'ils aient excavé de vieux terroirs de marmottes et qu'ils aient hiverné ensemble représentent de bonnes raisons d'être optimiste (Bryant et al., sous presse *b*).

a. Réintroductions expérimentales

Les réintroductions expérimentales, c'est-à-dire celles utilisant des animaux capturés dans la nature, ne sont plus réalisables, étant donné la taille actuelle des populations.

b. Réintroductions opérationnelles

Les réintroductions ont parfois réussi après avoir relâché un petit nombre d'animaux (p. ex. 18 animaux dans les Pyrénées au début des années 1960 ont produit une population de plusieurs centaines à ce jour; Nebel et Franc 1992). Cependant, une équipe de participants au troisième congrès international sur les marmottes a réitéré qu'il faillait réintroduire de grands nombres d'animaux à plusieurs reprises. L'expérience en France, qui est la mieux documentée, porte normalement sur la réintroduction de 12 à 20 animaux par an sur une période de trois à cinq ans (Ramousse et al. 1992). Des réintroductions à cette échelle n'auront probablement pas lieu avant 2003 étant donné les taux de reproduction probables en captivité.

3. *Planification*

a. Plan d'élevage en captivité

L'échelle des efforts prévus d'élevage en captivité est telle qu'il est nécessaire d'établir des méthodes d'élevage normalisées et inscrites à un plan d'élevage. Ce plan portera sur les soins de base, le milieu de vie, l'hibernation, le comportement, la composition des groupes, la génétique, la nutrition et la santé. On accordera une attention particulière aux rôles que jouent la nutrition et l'hibernation dans le développement des marmottes et leur reproduction, ainsi qu'à la possibilité d'augmenter la reproduction à un niveau supérieur aux taux observés chez les marmottes sauvages.

b. Plan de réintroduction

Il n'est pas encore possible d'arrêter un plan officiel de réintroduction. Il faut réaliser d'autres travaux afin d'identifier les habitats adéquats de réintroduction, les placer en ordre de priorité et déterminer comment mieux préparer les animaux à leur vie dans la nature. Le plan de réintroduction doit aussi tenir compte des questions de comportement, des risques de maladies et de prédation et des changements futurs des terrains.

c. Plan d'urgence

Il faut constamment se rappeler que la *M. vancouverensis* est vulnérable aux catastrophes. Des plans sont en cours afin d'envisager des scénarios et des options de secours s'il y avait effondrement des populations sauvages. Des arrangements ont déjà été pris pour loger les marmottes dans plusieurs zoos et d'autres installations en cas d'urgence.

B. Surveillance et recherche

1. *Surveillance de la population*

a. Dénombrements non intensifs de la population

Au cours des dernières années, l'incertitude entourant la taille et la répartition de la population a grandement été réduite. Bien que quelques colonies ne puissent toujours pas être connues, il est peu probable que de grands nombres de marmottes existent à l'extérieur de la zone centrale de répartition de l'île de Vancouver. L'inventaire se poursuivra en mettant l'accent sur l'observation des colonies connues et sur l'aide à la recherche et à la gestion. Les nouveaux renseignements sur les colonies potentielles de marmottes continueront à être examinés de façon prioritaire.

b. Marquages et recaptures intensifs

L'étiquetage des oreilles est le seul moyen rentable de distinguer les animaux survivants et les immigrants (Bryant 1998). L'étiquetage fournit aussi des données repères permettant d'évaluer les dénombrements des populations (Bryant et Janz 1996) et de mettre à l'essai les hypothèses concernant les facteurs de mortalité, de comportement (Blumstein et al., en prép.), de génétique, de

taux de croissance ou d'autres sujets semblables entourant l'âge ou le sexe. On poursuivra les protocoles de marquage et de recapture dans un sous-ensemble de colonies.

c. Télémesure

Les travaux des dernières années dans les colonies du lac Sherk et du mont Washington ont révélé des taux étonnamment élevés d'immigration, indiquant la possibilité de colonies avoisinantes non découvertes. Notamment, deux mâles de la colonie du mont Washington se sont beaucoup déplacés à la recherche de nourriture, sur une base hebdomadaire, comparativement aux membres des autres espèces de marmottes (Barash 1989). Cela a aussi permis la découverte d'une prairie préalablement inconnue (M. deLaronde, MELP, comm. pers.).

La télémesure utilisant des transmetteurs installés par implantation chirurgicale se poursuivra dans le but de découvrir les causes de mortalité et de recueillir de nouvelles données sur la dispersion et la taille des aires habitées des marmottes. Les résultats pourraient avoir une grande incidence sur la capacité de l'équipe de rétablissement à identifier les habitats adéquats de réintroductions.

2. Recherche

a. Maladies, parasites et santé

La perte de quatre animaux transférés en 1996 a mis en lumière la nécessité d'études additionnelles sur la santé des marmottes. En 1998, l'équipe de rétablissement a lancé une étude sur la santé. Cette étude comprenait un examen des documents et des risques de maladies, ainsi que des tests en laboratoire pour *Yersinia* sp. et autres maladies. On a aussi préparé des protocoles de surveillance de la santé des marmottes et d'échantillonnage environnemental. Les résultats font actuellement l'objet de travaux (N. deWith, Université de la Saskatchewan, comm. pers.).

b. Habitat

La raison pour laquelle les marmottes n'habitent plus certaines zones est une des questions fondamentales. Si des changements climatiques ont modifié les habitats historiques, les efforts d'y rétablir des colonies ne réussiront pas, et les gestionnaires seront limités dans leurs efforts visant à accroître le nombre de marmottes. Par contre, si le problème est une modification des liens entre les territoires provoquée par les êtres humains, alors les transferts peuvent être un moyen simple d'accroître les populations (voir Ramousse et al. 1992), et les probabilités du rétablissement éventuel de l'espèce pourraient être excellentes.

Au nord du bras Alberni, on ne connaît pas les facteurs qui ont joué un rôle dans la disparition de la marmotte des zones telles celles du parc provincial Strathcona. Il faut mettre l'accent sur le fait que les facteurs qui ont provoqué l'extinction locale peuvent toujours être actifs aujourd'hui. Il est tout aussi possible que des extinctions locales aient eu lieu à cause d'épisodes de mortalité élevée, combinés à l'incapacité de créer de nouvelles colonies. Il faut effectuer d'autres travaux d'inventaire biophysiques et des recherches afin d'évaluer s'il existe des habitats adéquats dans le parc provincial Strathcona, le parc du lac Schoen et ailleurs. Un étudiant diplômé travaille à un projet de modélisation de l'habitat en utilisant des données obtenues par télémétrie. Le modèle d'habitat comportera des éléments biophysiques (végétation, sols, aspects, eaux de fonte) et de métapopulation (structure spatiale, conditions des terrains) (J. Lewis, Université de Calgary, comm. pers.).

Les travaux en dendrochronologie et en histoire des incendies peuvent apporter d'autres renseignements sur les récentes tendances climatiques et devraient être poursuivis. Cependant, le seul moyen permettant de déterminer si un habitat actuel est adéquat se fera par l'observation des animaux réintroduits. Le maintien des marmottes dans le sud de l'île de Vancouver exigera l'élimination des facteurs qui provoquent actuellement des déclins. À long terme, il serait essentiel que nous déterminions et adoptions des pratiques d'exploitation des forêts appropriées, permettant la coupe future des forêts plus élevées, de seconde rotation, sans modifier les liens entre les territoires de colonies adjacentes de marmottes.

c. Nutrition

Nous ne comprenons toujours pas très bien les facteurs nutritionnels, mais ils sont peut-être très importants (voir Thorp et al. 1994). On a commencé la recherche sur les régimes nutritionels en captivité au zoo de Toronto. Des données de référence seront comparées à celles obtenues dans les conditions naturelles en utilisant une combinaison d'examens des excréments et la mesure directe des caractéristiques nutritionnelles des plantes alimentaires. La recherche servira à évaluer les différences possibles entre les habitats naturels des marmottes et les habitats dans les zones de coupe à blanc, ainsi que le rôle de la nutrition dans la physiologie de l'hibernation et dans la reproduction.

d. Comportement

Il est essentiel que les animaux élevés en captivité puissent avoir des comportements normaux (Griffith et al. 1989; Snyder et al. 1994). Réciproquement, la captivité offre la possibilité d'expériences qui ne sont pas réalisables dans la

nature. Par exemple, nous ne comprenons pas clairement le comportement reproductif, le calendrier des chaleurs et l'importance de l'hibernation communautaire pour la *M. vancouverensis*. On conservera des animaux en captivité afin de maximiser le potentiel de la recherche.

e. Génétique

D'autres travaux d'échantillonnage et d'analyse seront effectués pour assurer le maintien de la diversité génétique en captivité et caractériser les tendances naturelles de variation. Nous continuerons à recueillir des échantillons de poils et de sang des animaux nouvellement capturés. Des analyses de paternité utilisant des échantillons existants sont actuellement en cours (L. Kruckenhauser, Institut de biologie médicale, Vienne, comm. pers.). Afin de maximiser la variation génétique dans la population captive, on utilisera un registre dans lequel on indiquera le calcul de la taille réelle de la population génétique (N_e).

C. Protection et manipulation de l'habitat

1. Protection

a. Réserve écologique du lac Haley

Nous continuerons à viser l'expansion de la réserve écologique du lac Haley afin de maintenir l'intégrité de l'environnement en forme de cuvette et de l'Éocène lac–forêt associé. Cette zone représente l'habitat archétypal des marmottes de l'île Vancouver et mérite une zone tampon plus appropriée. Cependant, les efforts visant à accroître la superficie de la réserve doivent être entrepris en sachant que, de toute évidence, ils auront peu d'effets positifs pour l'ensemble des marmottes.

b. Autres habitats

Aucune autre zone protégée n'est recommandée pour l'instant.

2. Manipulation

a. Habitats dans les zones de coupe à blanc

On ne recommande aucune manipulation généralisée de l'habitat pour l'instant. Les efforts pour éliminer la végétation des zones de coupe à blanc en vue de les améliorer pour les marmottes doivent être minutieusement évalués dans chacun des sites. Il faut faire de même en ce qui concerne les tentatives de créer des « condominiums » additionnels pour les marmottes sur les chemins de coupe qui seront désactivés. Bien que de telles activités puissent réduire la prédation, elles pourraient n'avoir aucun effet sur la mortalité provoquée par la mauvaise nutrition, les maladies ou les autres facteurs et pourraient tout simplement encourager d'autres animaux à coloniser des habitats qui ne sont pas nécessairement adéquats.

Il ne faut pas laisser entendre que les animaux qui habitent dans les zones de coupe à blanc sont sans importance. Dans certains cas, les colonies des zones de coupe à blanc fourniront du matériel génétique critique à la population captive. Les colonies des zones de coupe à blanc qui se reproduisent rapidement pourraient représenter des occasions additionnelles de réintroduction si l'on utilisait des animaux sauvages capturés.

b. Prairies naturelles

Dans certains sites naturels où les conditions indiquent que l'invasion des arbres crée un problème (p. ex. Gemini Peak), la gestion de la végétation peut être un moyen approprié, et l'on en fera usage. Nous reconnaissons qu'il sera difficile de vérifier l'efficacité de telles expériences étant donné les faibles populations.

c. Gestion prédateurs–proies

Les marmottes de l'île Vancouver n'ont pas brusquement été exposées à une nouvelle forme de prédation (voir Vitousek 1988). La *Marmota vancouverensis* ayant évolué près des loups, des couguars et des aigles, fait preuve de plusieurs stratégies typiques afin de se protéger des prédateurs et ne semble, en fait, pas moins vigilante que les autres marmottes (Blumstein et al., en prép.).

Les données disponibles ne démontrent aucune association claire entre les taux de survie des marmottes et l'abondance des prédateurs (Bryant 1998). Cependant, nous savons que l'abondance de proies de grande taille telle le cerf, a baissé et que, depuis 1990, le nombre de loups et de couguars a augmenté. La signification de la prédation ne suppose pas nécessairement un accroissement du nombre de prédateurs. Les changements apportés aux terrains, attribuables à l'exploitation des forêts, peuvent accroître les possibilités de chasse pour les prédateurs. Ces changements ont eu pour effet de concentrer les populations de marmottes, de réduire les aires d'hivernage des cerfs et de créer un réseau de routes qui peuvent avoir pour conséquence de canaliser les prédateurs et les proies le long des corridors de déplacement (Simberloff et al. 1992).

Des prédateurs individuels pourraient avoir une grande incidence sur les colonies de marmottes, notamment lorsque est faible le nombre de proies de grande taille, telle le cerf, et de proies de petite taille, telle la marmotte. Les efforts pour accroître les prises de prédateurs par les êtres

humains et limiter les prises de proies par l'entremise de la manipulation des saisons de chasse et de trappage pourront aider à rétablir un ratio plus équilibré prédateur:proies et à réduire la pression des prédateurs sur les marmottes. Des prédateurs individuels seront déplacés si l'observation démontre qu'ils ciblent des colonies précises.

D. Campagnes de financement et communications

Le projet de rétablissement doit relever des défis de financement importants puisque l'ampleur des efforts de rétablissement passe d'un projet de recherche à un projet de mise en oeuvre. Les coûts quinquennaux prévus de 3,75 millions de dollars nécessitent de nouvelles capacités de campagnes de financement, et les communications en sont l'élément essentiel.

1. Campagnes de financement

Pour obtenir des fonds, il faut mettre en place un partenariat complexe entre les gouvernements, les entreprises et le public. Pour atteindre l'objectif de 1,5 million de dollars provenant du public, il faudra organiser une bonne campagne de financement.

a. Principaux bailleurs de fonds

Il faut négocier l'établissement d'un réseau de ministères et d'entreprises d'exploitation des forêts qui fournira le financement quinquennal complet, amenant ainsi une certaine sécurité financière. Nous croyons qu'il serait irréfléchi d'entreprendre un grand programme d'élevage en captivité sans obtenir un engagement financier pour une période d'au moins cinq ans. L'importance des paiements des principaux bailleurs de fonds envers les besoins financiers dépendra du succès des efforts déployés dans la campagne de financement auprès du public.

b. Bailleurs de fonds secondaires

Nous ne pouvons présumer du succès possible de la campagne de financement auprès du public. Le marché doit être déterminé en utilisant des méthodes spécialisées de vérification. On peut avoir recours à plusieurs moyens pour obtenir des fonds d'un public particulier ou du grand public. On ne peut s'attendre qu'un projet ayant peu de rayonnement auprès du public n'obtienne des dons avant d'établir une image publique positive minimale. On devra effectuer d'importantes recherches de marché dans les deux premières années.

Nous poursuivrons le programme populaire « d'adoption », mais l'ampleur accrue du programme nécessite une nouvelle conception des matériaux, des processus et des pratiques de contribution des donateurs.

2. Communications

Les plans de communications et la campagne de financement sont interdépendants. Les objectifs de la communication sont de fournir aux principaux bailleurs de fonds une reconnaissance appropriée et d'accroître la sensibilisation publique en ce qui a trait à la marmotte de l'île Vancouver afin d'appuyer la campagne de financement auprès du public.

a. Plan de communications

Après qu'on aura évalué les résultats des essais de base (groupes de discussion, enquêtes téléphoniques et envois postaux) et la faisabilité d'une sollicitation de fonds auprès du public, on élaborera un plan de communications. On évaluera aussi le potentiel de divers moyens de communications tels qu'affiches, brochures, feuillets d'information et messages radio, télévision et imprimés par rapport aux objectifs de communications établis par l'entremise d'une recherche de marché.

E. Enjeux en matière de gestion

À mesure que le projet sera réalisé, la bonne gestion et l'administration adéquate deviendront aussi essentielles au succès que les connaissances scientifiques. Une bonne gestion financière est essentielle au maintien du soutien des partenaires et des bailleurs de fonds.

On se doit d'ajuster les rôles et les responsabilités des comités et des organisations responsables des efforts de rétablissement afin de refléter un plus grand rayonnement auprès du public. On se doit aussi de considérer qu'il y aura des fonds plus importants à administrer, des activités complexes à coordonner ainsi que des échéances et des produits attendus par les organisateurs et les partenaires qui financent le plan. Ce nouveau milieu opérationnel exigera qu'on assume davantage de responsabilités et qu'on définisse mieux les rôles des diverses organisations participantes. Pour une mise en oeuvre réussie du plan, on exigera également que des budgets soient préparés et administrés de manière professionnelle et qu'on dispose d'un système de production de rapports financiers et comptables amélioré.

1. *Gestion du projet*

a. *Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver*

L'équipe de rétablissement est l'équipe scientifique établie par le RESCAPÉ (Comité de rétablissement des espèces canadiennes en péril) et le MELP (ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique). Cette dernière organisation a le pouvoir légal de gestion de la *M. vancouverensis* en vertu de la loi *Wildlife Act* de cette province. Présidée par MELP, l'équipe de rétablissement continuera d'être responsable de l'élaboration et de la mise à jour du plan de rétablissement, de conseiller les autres organisations sur les conséquences des diverses interventions sur le rétablissement des marmottes et de l'examen de toute la documentation associée au rétablissement des marmottes.

L'équipe de rétablissement n'est pas une entité juridique et n'a donc pas le pouvoir de passer des contrats ou d'effectuer des transactions financières avec d'autres organisations. L'équipe de rétablissement a jusqu'à maintenant essentiellement fonctionné comme conseil d'administration qui dirigeait l'orientation générale des interventions de rétablissement, tout en demeurant en grande partie à distance des décisions quotidiennes de gestion. Celles-ci relevaient en grande partie des agences et des organisations membres.

En raison de l'importance croissante des activités de rétablissement, nous nous sommes rendu compte que cette structure n'est plus adéquate. En conséquence, plusieurs responsabilités seront transférées à la Fondation de rétablissement de la marmotte. Cette entité aura le rôle essentiel « d'organisme de mise en oeuvre » de l'équipe de rétablissement.

Cette structure organisationnelle reconnaît l'équipe de rétablissement en tant qu'autorité fondamentale du projet. L'équipe de rétablissement continuera d'être responsable des plans opérationnels annuels et d'établir les priorités en matière de recherche. Des liens directs seront conservés entre la Fondation de rétablissement de la marmotte et l'équipe de rétablissement du fait que certains membres travailleront dans les deux organisations.

Les ajouts récents à l'équipe de rétablissement reflètent une augmentation du profil public, de la charge de travail et du besoin de connaissances spécialisées en biologie (p. ex. sur les maladies et l'élevage en captivité). Une restructuration additionnelle de l'équipe de rétablissement est nécessaire afin d'y inclure des groupes de travail et des sous-comités ayant des responsabilités et des exigences explicites en matière de rapports. En particulier, l'équipe de rétablissement retiendra les services de conseillers scientifiques externes pour aider à élaborer des propositions de recherche, à les évaluer et à fournir un examen indépendant des résultats.

b. *Fondation de rétablissement de la marmotte*

La Fondation de rétablissement de la marmotte a été établie et constituée légalement en vertu de la *British Columbia Society Act* afin de produire une entité responsable de la coordination et de l'administration des interventions de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (annexe 7).

L'objectif de cette Fondation est de financer, de faciliter, de promouvoir et de réaliser les activités nécessaires afin d'aider et d'accroître la survie de cette espèce. Organisme de bienfaisance enregistrée, elle peut recevoir des dons en argent et en propriétés, et investir et distribuer ses actifs, au besoin. La Fondation peut conclure des contrats, embaucher des employés, acheter ou louer des propriétés et s'endetter selon ses besoins. Les directeurs de la Fondation sont choisis en fonction des forces et des compétences nécessaires à une organisation caritative (p. ex. l'administration, les campagnes de financement, les communications, les politiques, les finances et les questions juridiques).

Éventuellement, deux postes permanents se rapporteront directement à la Fondation de rétablissement de la marmotte. Le gestionnaire du projet supervisera la mise en oeuvre du plan de rétablissement, ainsi que des plans opérationnels et budgétaires, et des décisions quotidiennes de gestion. Le scientifique principal sera responsable de l'élaboration et de la mise en oeuvre de projets de recherche, du maintien de normes de données appropriées, de l'évaluation du fondement scientifique des interventions proposées de rétablissement et de la communication des résultats à l'équipe de rétablissement, à la communauté scientifique et au grand public.

La Fondation de rétablissement de la marmotte établira une bonne gestion financière du projet afin de faire le meilleur usage possible des fonds recueillis et de répondre aux attentes des participants en ce qui concerne l'obligation de rendre des comptes. Les activités et les fonds actuellement gérés par divers membres de l'équipe de rétablissement seront consolidés dans le système financier de la Fondation de rétablissement de la marmotte.

c. Les Amis de la marmotte de l'île Vancouver

Les Amis de la marmotte de l'île Vancouver (ou « comité de spécialistes ») est une organisation nommée par le ministre de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique; l'organisation relève du ministère. Son rôle est d'aider l'équipe de rétablissement et la Fondation de rétablissement de la marmotte à accroître la sensibilisation au public et à mettre en place les campagnes de financement. Ses membres, choisis en fonction de leur image publique, possèdent de grandes habiletés à communiquer et s'intéressent aux enjeux de la conservation.

Section III
Calendrier de mise en oeuvre

Type	Activité	1998	1999	2000	2001	2002
A) Rétablissement						
Élevage en captivité						
A1a	Programmes dans les zoos	expansion	expansion	expansion	maintien	maintien
A1b	Installations sur l'île de Vancouver	planification	planification	construction	opérationnelles	
Réintroductions						
A2a	Réintroductions expérimentales	aucun	aucun	aucun	aucun	?
A2b	Réintroductions opérationnelles	aucun	aucun	aucun	planification	opérationnelles
Planification						
A3a	Plan d'élevage en captivité		terminé			
A3b	Plan de réintroduction		amorcé	en préparation	terminé	
A3c	Plan d'urgence		terminé			
B) Surveillance et recherche						
Surveillance des populations						
B1a	Dénombrements non intensifs des populations	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
B1b	Marquages et recaptures intensifs	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
B1c	Télémétrie	en cours	en cours	?	?	?
Recherche						
B2a	Maladies, parasites et santé	amorcée	en cours	en cours	?	?
B2b	Habitat	?	amorcée	en cours	terminée	?
B2c	Nutrition	?	amorcée	en cours	terminée	?
B2d	Comportement	?		amorcée	en cours	terminée
B2e	Génétique	?	amorcée	en cours	terminée	
C) Protection et manipulation des habitats						
Protection						
C1a	Réserve écologique du lac Haley	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
C1b	Autres habitats	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
Manipulation						
C2a	Habitats dans des zones de coupe à blanc	aucun	aucun	aucun	aucun	aucun
C2b	Prairies naturelles	planification	?	?	?	?
C2c	Gestion prédateurs-proies	?	?	?	?	?
D) Campagne de financement et communications						
Campagne de financement						
D1a	Principaux bailleurs de fonds	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
D1b	Bailleurs de fonds secondaires	en cours	en cours	en cours	en cours	en cours
Communications						
D2a	Plan de communications	planification	en cours	en cours	en cours	en cours
E) Enjeux en matière de gestion						
Gestion de projets						
E1a	Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver	planification	en cours	en cours	en cours	en cours
E1b	Fondation de rétablissement de la marmotte	planification	en cours	en cours	en cours	en cours
E1c	Les Amis de la marmotte de l'île Vancouver	planification	en cours	?	?	?

Section IV
Références

Arnold, W. 1990*a*. The evolution of marmot sociality: I. Why disperse late? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27: 229–237.

Arnold, W. 1990*b*. The evolution of marmot sociality: II. Costs and benefits of joint hibernation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 27: 239–246.

Arnold, W. 1992. Social evolution and obligatory group hibernation in marmots. Pages 41–54 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, et E. Macchi (éditeurs): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. Université de Turin (Turin, Italie). 268 p.

Arnold, W. 1993. Energetics of social hibernation. Pages 65–80 *in* C. Carey, G.L. Florant, B.A. Wunder, et B. Horwitz (éditeurs) : *Life in the cold: ecological, physiological, and molecular mechanisms*. Westview Press (Boulder, CO). 214 p.

Barash, D.P. 1973. The social biology of the Olympic marmot. *Animal Behavior Monographs* 6: 171–245.

Barash, D.P. 1989. *Marmots: social behavior and ecology*. Stanford University Press (Stanford, CA). 360 p.

Bergerud, A.T. 1983. Prey switching in a simple ecosystem. *Scientific American* 249: 130–141.

Blumstein, D.T., J.C. Daniel, et A.A. Bryant. En prép. Antipredator behavior of Vancouver Island marmots: using congeners to evaluate abilities of a critically endangered mammal. Manuscrit.

Brown, J.H. et A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.

Bryant, A.A. 1990. Genetic variability and minimum viable populations in the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). M.E.Des. thesis, Université de Calgary (Calgary, Alb.). 101 p.

Bryant, A.A. 1993. Locations of potential Vancouver Island marmot habitats within Strathcona Provincial Park. Rapport inédit à B.C. Parks (Parksville, C.-B.). 7 p. et 6 cartes.

Bryant, A.A. 1995. Unsuccessful searches for Vancouver Island marmots, 1972–1994. Rapport inédit à l'équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (Nanaimo, C.-B.). 8 p.

Bryant, A.A. 1996*a*. Reproduction and persistence of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*) in natural and logged habitats. *Canadian Journal of Zoology* 74: 678–687.

Bryant, A.A. 1996*b*. Demographie de la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) dans les habitats naturels et les clarières. Pages 157–168 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, et L. Le Guelte (éditeurs): *Biodiversité chez les marmottes*. Réseau international sur les marmottes (Moscow-Lyon). 276 p.

Bryant, A.A. 1997. Updated status of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) in Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Ottawa, Ont.). 21 p.

Bryant, A.A. 1998. Metapopulation ecology of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). Thèse de doctorat, Université de Victoria (Victoria, C.-B.). 125 p.

Bryant, A.A. et D.W. Janz. 1996. Distribution and abundance of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 667–677.

Bryant, A.A., D.W. Janz, M.C. deLaronde, et D.D. Doyle. Sous presse (*a*). Recent Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*) population changes. *Proceedings, Third International Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russie, 25–30 août 1997).

Bryant, A.A., H.M. Schwantje, et N. deWith. Sous presse (*b*). Disease and unsuccessful reintroduction of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). *Proceedings, Third Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russie, 25–30 août 1997).

Cunningham, A.A. 1996. Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10: 349–353.

Demarchi, D.A., L. Bonner, L. Lacelle, S. Moss, et B. von Sacken. 1996. Biophysical analysis of Vancouver Island marmot habitat. Rapport inédit présenté au B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks (Victoria, C.-B.). 21 p.

Dimitriev, A.V., M.N. Leontieva, I.B. Abrakhina, M.A. Barmin, A.Yu. Isaev, V.A. Kuvshinov, V.G. Marphin, Z.N. Plechova, et R.I. Shiyan. 1992. Modern state and prospects of reacclimatization of the bobac (*Marmota bobac* müll) in the Volga region. Pages 27–44 *in* V.Yu. Rumiantsev (éditeur): *Actual problems of marmots investigation*. Russian Academy of Science (Moscow).

Farand, E., D. Allaine, et J. Coulon. Sous presse. Survival of the alpine marmot (*Marmota marmota*): a capture–recapture study of the population from La Sassière, (Vanoise, France). *Proceedings, Third Congress on Genus Marmota* (Cheboksary, Russie, 25–30 août 1997).

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, et C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477–480.

Groombridge, B. et G. Mace. 1994. *The 1994 list of threatened animals.* Union mondiale pour la nature (Gland, Suisse). 286 p.

Harestad, A.S. et G.W. Jones. 1981. Use of night counts for censusing black-tailed deer on Vancouver Island. Pages 83–96 *in* F.L Miller, A. Gunn, et S.R. Hieb (éditeurs): *Symposium on census and inventory methods for populations and habitats*. Université de Idaho (Moscow, ID). 220 p.

Heard, D.C. 1977. The behaviour of Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*). Thèse de maîtrise, Université de la Colombie-Britannique (Vancouver, C.-B.). 129 p.

Hyntka, J. 1990. Strathcona Park master plan background report. Rapport inédit à B.C. Parks (Victoria, C.-B.). 186 p.

Janz, D., C. Blumensaat, N.K. Dawe, B. Harper, S. Leigh-Spencer, W. Munro, et D. Nagorsen. 1994. Plan nationale de rétabblissement de la marmotte de l'Île Vancouver. Rapport N° 10. Rétablissement des espèces canadiennes en péril (Ottawa, Ont.). 32 p.

Kuramoto, R.T. et L.C. Bliss. 1970. Ecology of subalpine meadows in the Olympic Mountains, Washington. *Ecological Monographs* 40: 317–347.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.

Laroque, C.P. 1998. Tree invasion in subalpine Vancouver Island marmot meadows. Rapport inédit à la *B.C. Environmental Research Scholarship Committee* (Victoria, C.-B.). 36 p.

Lertzman, K., D. Gavin, D. Hallett, L. Brubaker, D. Lepfosky, et R. Mathewes. 1998. Long-term fire histories and the dynamics of wet coastal forests. Pages 93–94 *in* J.A. Trofmyow and A. MacKinnon (éditeurs): *Structure, processes and diversity in successional forests of coastal British Columbia.* Service canadien des forêts (Victoria, C.-B.). 151 p.

Mace, T.F. et C.D. Shepard. 1981. Helminths of a Vancouver Island marmot *Marmota vancouverensis*, with a description of *Diandrya vancouverensis* sp. Nov. (Cestoda: Anoplocephalidae). *Canadian Journal of Zoology* 59: 790–792.

Milko, R.J. 1984. Vegetation and foraging ecology of the Vancouver Island marmot (*Marmota vancouverensis*). Thèse de maîtrise, University of Victoria (Victoria, C.-B.). 127 p.

Munro, W.T., D.W. Janz, V. Heinsalu, et G.W. Smith. 1985. The Vancouver Island marmot: status and management plan. B.C. Ministry of Environment Wildlife Bulletin B-39 (Victoria, C.-B.). 24 p.

Nebel, D. et R. Franc. 1992. Introduction of the marmot (*Marmota marmota*) into the Mont-Vallier nature reserve and the history of its subsequent colonisation, 1961–1991. Pages 253–256 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, and E. Macchi (éditeurs): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. Université de Turin (Turin, Italie). 268 p.

Preleuthner, M., W. Pinsker, L. Kruckenhauser, W.J. Miller, et H. Prosl. 1995. Alpine marmots in Austria: the present population structure as a result of the postglacial distribution history. *Acta Theriologica* Supplement 3: 87–100.

Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652–661.

Ramousse, R., J.P. Martinet, et M. Le Berre. 1992. Twenty years of re-introduction policy of alpine marmots from the national park of La Vanoise (French Alps). Pages 171–177 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, et E. Macchi (éditeurs): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. Université de Turin (Turin, Italie). 268 p.

Rochefort, R.M., R.L. Little, A. Woodward, et D.L. Peterson. 1994. Changes in the tree-line distribution in western North America: a review of climatic and other factors. *The Holocene* 4: 89–100.

Rumiantsev, V.Yu. et I.V. Rymalov. 1998. Captive breeding of marmots in the former Soviet Union. Rapport inédit à l'Équipe de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver (Nanaimo, C.-B.). 20 p.

Rymalov, I.V. 1996. Hibernation et reproduction chez *Marmota bobac*. Pages 203–208 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, et L. Le Guelte (éditeurs): *Biodiversité chez les marmottes*. Réseau international sur les marmottes (Moscow-Lyon). 276 p.

Rymalov, I.V. et A.Y. Maximov. 1992. Hibernation of marmots in captivity. Pages 63–66 *in* B. Bassano, P. Durio, U. Gallo Orsi, et E. Macchi (éditeurs): *Proceedings, International Symposium on Alpine Marmot and Genus Marmota*. Université de Turin (Turin, Italie). 268 p.

Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox, et D.W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493–504.

Sinclair, A.R.E., C.J. Krebs, et J.N.M. Smith. 1982. Diet quality and food limitation in herbivores: the case of the snowshoe hare. *Canadian Journal of Zoology* 60: 889–897.

Snyder, N.F.R., S.E. Koenig, J. Koschmann, H.A. Snyder, et T.B. Johnson. 1994. Thick-billed parrot releases in Arizona. *Condor* 96: 845–862.

Steppan, S.J., M.R. Akhverdyan, E.A. Lyapunova, D.G. Fraser, N.N. Vorontsov, R.S. Hoffmann, et M.J. Braun. Sous presse. Molecular phylogeny of the marmots (Rodentia: Sciuridae): Tests of evolutionary and biogeographic hypotheses. *Systematic Biology*.

Thorp, C.R., P.K. Ram, et G.L. Florant. 1994. Diet alters metabolic rate in the yellow-bellied marmot (*Marmota flaviventris*) during hibernation. *Physiological Zoology* 67: 1213–1229.

Tokarsky, V.A. 1996. Biologie, comportement et reproduction de la marmotte à tête noire (*Marmota camptschatica* Pall.) en captivité. Pages 257–260 *in* M. LeBerre, R. Ramousse, et L. Le Guelte (éditeurs): *Biodiversité chez les marmottes*. Réseau International sur les marmottes (Moscow-Lyon). 276 p.

Van Vuren, D. et K.B. Armitage. 1991. Duration of snow cover and its influence on life-history variation in yellow-bellied marmots. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1755–1758.

Vitousek, P.M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. Pages 181–189 *in* E.O. Wilson (éditor): *Biodiversity*. National Academy Press (Washington, D.C.). 521 p.

Wilson, D.E. et D.M. Reeder. 1993. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press (Washington, D.C.). 1206 p.

Section V
Annexes

Annexe 1
Enquêtes et succès probables des dénombrements dans les colonies connues de marmottes, de 1972 à 1998

Année	Nombre de colonies dénombrées	Nombre total de dénom-brements	Nombre de jeunes dénombrés*	Nombre d'adultes observés	Nombre de jeunes observés	Dénombre-ments réels par colonie	Taux probables de succès
1972	2	4	4	13	0	2,0	0,66
1973	6	11	9	18	8	1,8	0,64
1974	7	19	12	35	7	2,7	0,71
1975	1	1	1	5	8	1,0	0,54
1976	3	3	2	11	0	1,0	0,54
1977	2	3	3	12	0	1,5	0,61
1978	4	5	5	19	7	1,3	0,58
1979	14	20	4	51	2	1,4	0,60
1980	18	41	35	63	41	2,3	0,68
1981	19	50	27	105	34	2,6	0,71
1982	30	99	58	148	24	3,3	0,75
1983	30	80	47	140	23	2,7	0,71
1984	37	101	73	167	68	2,7	0,71
1985	25	38	14	108	31	1,5	0,61
1986	34	113	73	150	40	3,3	0,75
1987	17	35	15	57	5	1,2	0,57
1988	16	47	22	69	36	1,6	0,62
1989	15	41	17	97	13	1,1	0,55
1990	9	18	18	48	5	1,0	0,54
1991	7	24	21	38	18	1,3	0,59
1992	18	64	51	90	11	1,5	0,61
1993	32	126	84	86	34	1,6	0,62
1994	32	130	81	97	64	2,1	0,67
1995	41	162	75	86	19	2,5	0,70
1996	41	234	117	72	31	4,1	0,78
1997	36	242	109	71	11	4,2	0,79
1998	40	227	109	50	21	3,9	0,78
médian	20,8	74,4	41,9			2,1	0,7
ET	13,8	73,7	37,9			1,0	0,1

* Dénote les dénombrements effectués après le 1er juillet lorsque les jeunes apparaissent pour la première fois.

Annexe 2a
Distances des colonies avoisinantes les plus près pour les colonisations de marmottes et des sites aléatoires. Les distances des colonisations réelles ont été mesurées jusqu'à la colonie occupée la plus près dans l'habitat subalpin naturel connu au moment de la mesure. Des zones de coupe à blanc d'une élévation (de plus de 700 m) et d'un âge appropriés (0-15 ans) ont été choisies de façon aléatoire pour représenter les colonisations, si tous les emplacements étaient également accessibles aux marmottes.

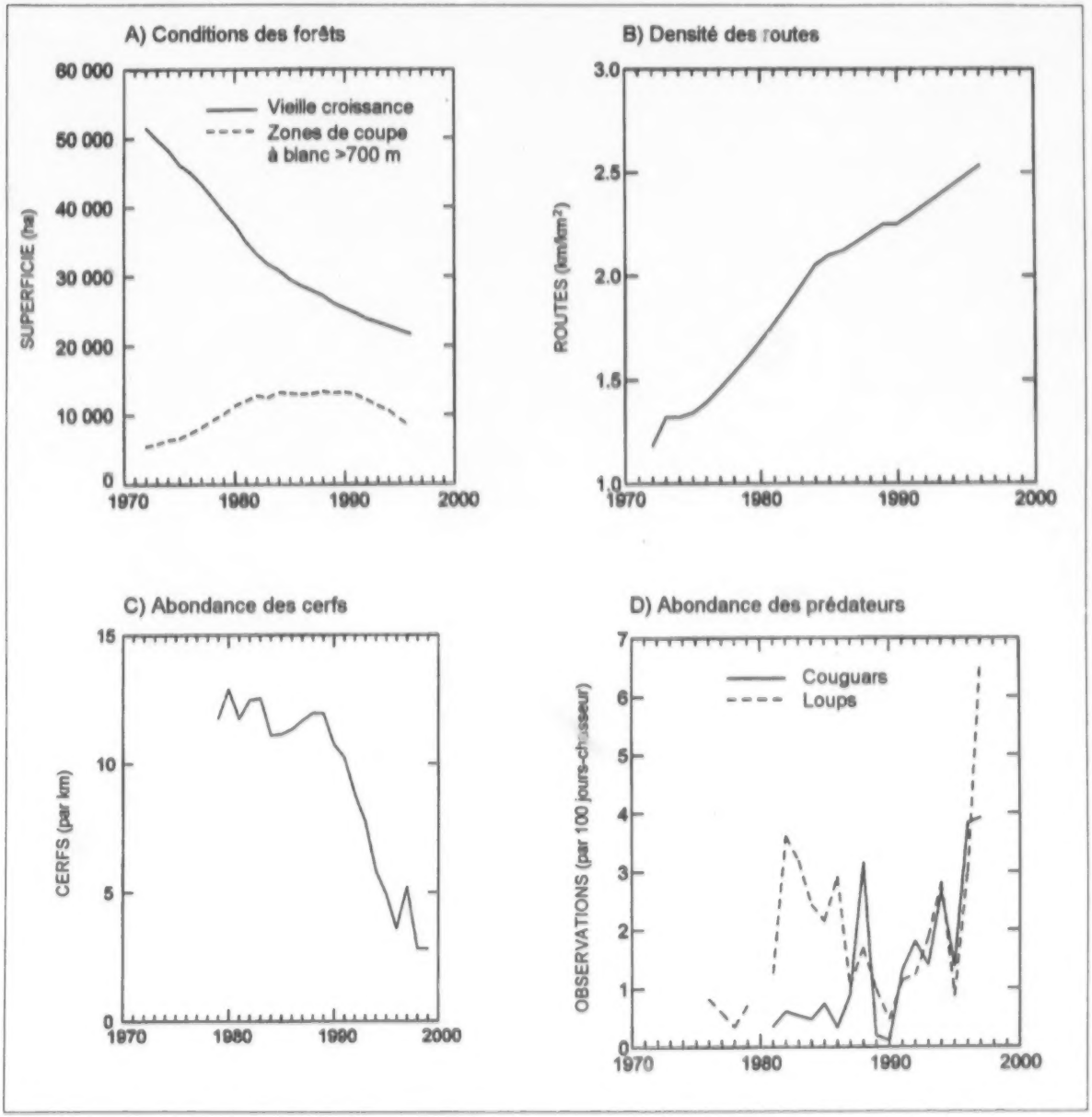
	N	Distance moyenne à la colonie la plus près (km)	ET	*t*	df	Valeur *P*
Colonisations réelles	10	1,40	1,46	–5,29	35	<0,001
Colonisations virtuelles	30	5,47	3,37			

Annexe 2b
Effets de l'isolation accrue sur la survie apparente des marmottes. Régression logistique indiquant que le taux de survie adulte « apparent » était négativement associé à une plus grande isolation, mais que la survie des jeunes ne l'était pas. Cela appuie l'hypothèse que les colonies périphériques ont reçu moins d'immigrants.

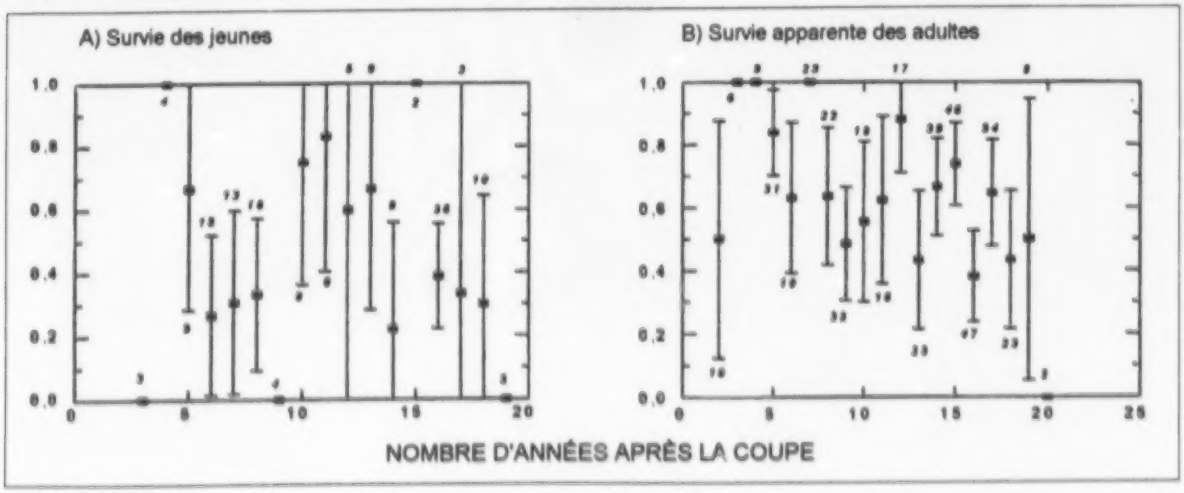
	Effets de l'isolation sur la survie				
	N	Rapport de cote	Coefficient	Rho^2	Valeur *P*
Survie des adultes + immigration nette	1144	0,960	–0,041	0,070	0,002
Survie des jeunes	334	1,018	0,018	0,009	0,483

Annexe 3

Tendances temporelles des conditions de terrains et de l'abondance prédateurs-proies. Les données sont A) les hectares de forêt de vieille croissance et les habitats potentiels des marmottes dans les zones de coupe à blanc (les zones de coupe à blanc au-dessus de 700 m d'élévation et ayant entre 0 et 15 ans), B) la densité des routes (en km linéaires de route par km²), C) l'abondance de cerfs (nombre par km), et D) les loups et les couguars observés par des chasseurs (nombre par 100 jours-chasseurs de cerfs). Mises à jour à partir de Bryant (1998).



Annexe 4a
Effets de l'âge accru des zones de coupe à blanc sur la survie des marmottes. Les données sont des médianes à un taux de confiance de 95 p. 100 décrivant les estimations de survie fondées sur les dénombrements annuels consécutifs de jeunes (A) et des adultes étiquetés à l'oreille (B). Tiré de Bryant (1998).



Annexe 4b
Régression logistique de la survie par rapport aux zones de coupe à blanc en voie de reboisement. Les résultats indiquent un effet significatif sur les adultes mais non sur les jeunes. En ce qui concerne les adultes, l'ampleur de l'effet était limitée (c.-à-d. un ratio de cotes près de 1.0) mais très significatif. Tiré de Bryant (1998).

	Effets de l'âge des zones de coupe à blanc sur la survie				
	N	Ratio de cotes	Coefficient	Rho^2	Valeur *P*
Tous les jeunes (étiquetés et non étiquetés)	157	0,978	–0,022	0,002	0,532
Dénombrement non intensif de la survie des adultes	284	0,910	–0,094	0,035	0,000
Adultes étiquetés (étudiés de façon intensive)	121	0,911	–0,093	0,025	0,002

Annexe 5
Dernière observation des marmottes à l'oreille étiquetée. Les données proviennent de 97 adultes et jeunes d'un ans étiquetés qui sont disparus pendant au moins une saison active. La dernière observation n'était pas indépendante du genre d'habitat ($\chi^2 = 12,3$ avec 4 df, $P < 0,025$). La disparition d'adultes dans les zones de coupe à blanc semble être plus concentrée à la fin de l'été, indiquant une mortalité hivernale. Tiré de Bryant (1998).

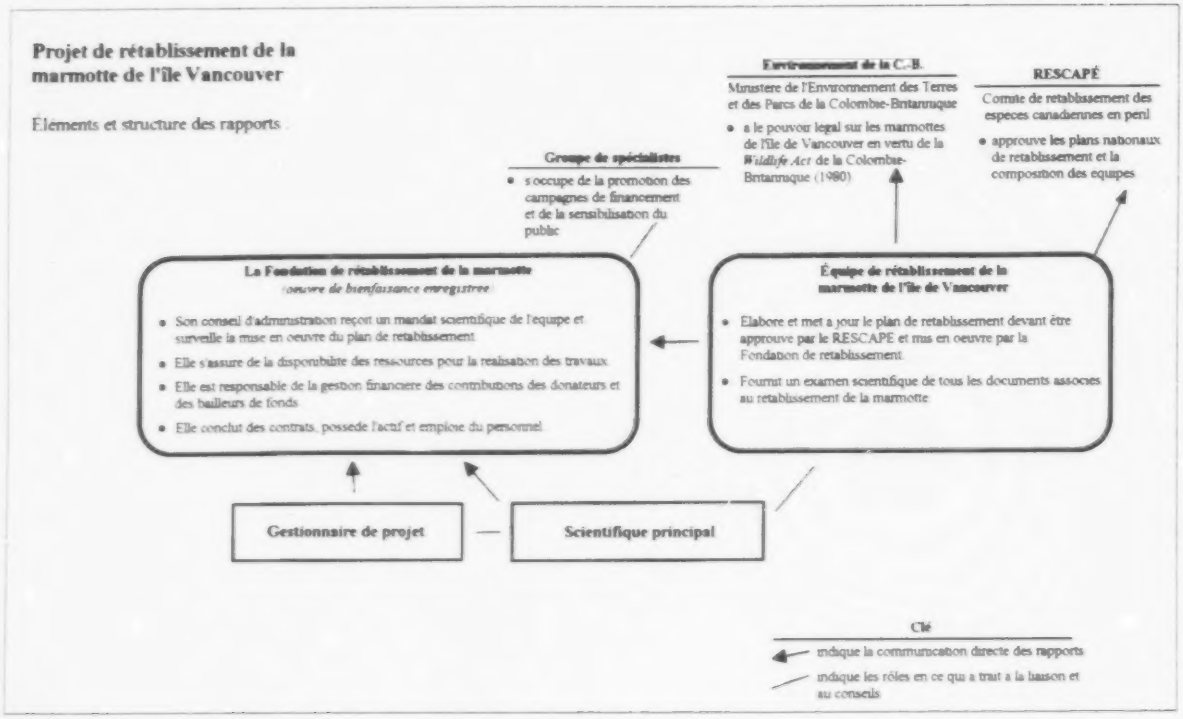
Type d'habitat	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Totaux
Colonies naturelles	12	9	2	9	14	46
Colonies dans les zones de coupe à blanc	7	4	10	19	11	51
Totaux	19	13	12	28	25	

Annexe 6
Effets des variables climatiques sur la survie des marmottes dans les habitats naturels et dans les zones de coupe à blanc. Toutes les régressions logistiques étaient très significatives, mais elles n'expliquaient que de petites quantités de la variation globale de la survie (statistique *Rho* de McFadden <0,2).*

Variable	Clé des variables	Rapport de cotes	Coefficient	Valeur *P*	Statistique *Rho*	Valeur *P* globale
Colonies naturelles						
Jeunes (n = 162 dossiers)					0,118	<0,001
MAYTEMP	Température, mai-juin	2,280	0,824	0,037		
MAYDAYS	Jours de pluie, mai-juin	1,443	0,367	0,000		
SUMDAYS	Jours de pluie, juillet-août	1,683	0,521	0,021		
SNOEARLY	Manteau neigeux, décembre-février	0,956	–0,045	0,003		
SNOWJUN1	Manteau neigeux, juin (prochain printemps)	0,992	–0,008	0,011		
SNOWJUN	Manteau neigeux, juin (année actuelle)	1,026	0,026	0,057		
Adultes (n = 638 dossiers)					0,038	<0,001
ASPECT	Aspect (exposé)	1,666	0,510	0,075		
MAYTEMP	Température moyenne, mai-juin	1,374	0,318	0,000		
MAYRAIN	Pluie cumulative, mai-juin	0,462	–0,772	0,002		
MAYDAYS	Jours avec plus de 5 mm de pluie mai-juin	1,337	0,290	0,000		
SNOEARLY	Manteau neigeux, décembre-février	0,993	–0,007	0,003		
SNOWJUN1	Manteau neigeux, mai-juin (prochain printemps)	1,002	0,002	0,069		
SNOWJUN	Manteau neigeux, moyen mai-juin	1,006	0,006	0,004		
Colonies dans les zones de coupe à blanc						
Jeunes (n = 142 dossiers)					0,056	0,029
MAYDAYS	Jours avec plus de 5 mm de pluie, mai-juin	1,301	0,263	0,037		
SUMRAIN	Pluie, juillet-août	9,268	2,227	0,032		
SUMDAYS	Jours avec plus de 5 mm de pluie, juillet-août	0,516	–0,662	0,059		
SNOEARLY	Manteau neigeux, décembre-février	0,987	–0,013	0,080		
Adultes (n = 388 dossiers)					0,055	<0,001
MAYTEMP	Température moyenne, mai-juin	1,211	0,191	0,034		
MAYRAIN	Pluie cumulative, mai-juin	0,260	–1,020	0,002		
MAYDAYS	Jours avec pluie, mai-juin	1,232	0,209	0,006		
SUMRAIN	Pluie cumulative, juillet-août	0,325	–1,123	0,001		
SUMDAY	Jours avec plus de 5 mm de pluie, juillet-août	1,422	0,352	0,005		
SNOEARLY	Manteau neigeux, décembre-février	1,004	0,004	0,086		

* L'énoncé du modèle de régression était survie = élévation + aspect + Mayrain + Maydays + Maytemp + Sumrain + Sumtemp + Sumdays + Snowjun + Snowjun1 + Snoearly

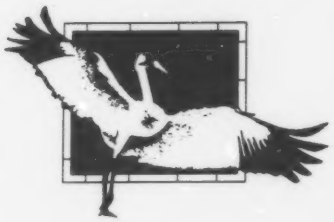
Annexe 7
Structure recommandée du projet de rétablissement de la marmotte de l'île Vancouver



Rapports antérieures du RESCAPÉ

1.	Rétablissement de la population de Grues blanches d'Amérique	Janvier 1988
2.	Plan de rétablissement du Faucon pèlerin *Anatum*	Octobre 1988
3.	Plan national de rétablissement du Bruant de Baird	Avril 1993
4.	Plan national de rétablissement de la Sterne de Dougall	Juin 1993
5.	Plan national de rétablissement de la Grande Poule-des-prairies	Octobre 1993
6.	Plan national de rétablissement de la Grue blanche d'Amérique	Janvier 1994
7.	Plan national de rétablissement de la Pie-grièche migratrice	Mars 1994
8.	Plan national de rétablissement de l'Alque marbrée	Mai 1994
9.	Plan national de rétablissement du caribou de la Gaspésie	Novembre 1994
10.	Plan national de rétablissement de la marmotte de l'île de Vancouver	Décembre 1994
11.	Plan national de rétablisement de la Buse rouilleuse	Décembre 1994
12.	Plan national de rétablissement du Canard arlequin dans l'est de l'Amérique du Nord	Avril 1995
13.	Plan national de rétablissement de la Chouette des terriers	Avril 1995
14.	Plan national de rétablissement de la martre de Terre-Neuve	Août 1995
15.	Plan national de rétablissement du Renard véloce	Avril 1996
16.	Plan national de rétablissement de la rainette grillon de Blanchard	Mars 1997
17.	Plan national de rétablissement du Bruant de Henslow	Août 1997
18.	Plan national de rétablissement de la tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) : population de la Nouvelle-Écosse	Janvier 1999

Rétablissement des espèces canadiennes en péril



En 1988, le Conseil canadien des ministres de la faune a approuvé une nouvelle stratégie visant à rétablir les espèces sauvages en péril et à empêcher d'autres espèces de se retrouver en péril. La stratégie, appelée RESCAPÉ (un acronyme pour Rétablissement des espèces canadiennes en péril), rassemble toutes les agences ainsi que tous les organismes et personnes intéressés à travailler en équipe au rétablissement des espèces sauvages en péril. Le RESCAPÉ concentre ses efforts sur les espèces et les populations qui ont été désignées, par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), comme étant disparues du Canada, en voie de disparition ou menacées. Pour chaque espèce, les autorités responsables ont mis sur pied une équipe nationale de rétablissement composée d'experts, dont le mandat est de dresser un plan de rétablissement préalable à la mise en oeuvre d'un programme de rétablissement par les gouvernements responsables, en collaboration avec les universités, les organisations non gouvernementales, le milieu des affaires et les citoyens.

RESCAPÉ souhaite exprimer toute sa reconnaissance au Service canadien de la faune d'Environnement Canada pour l'aide apportée à la préparation de ce rapport.

Environnement Canada Environment Canada

Service canadien de la faune Canadian Wildlife Service

Plus de 50 p. 100 de papier recyclé dont 10 p. 100 de fibres post-consommation